

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PERSISTANCE TEMPORELLE DE L'AVIFAUNE CAVICOLE DANS LES
HABITATS LINÉAIRES EN FORÊT BORÉALE AMÉNAGÉE

MÉMOIRE DE MAÎTRISE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCE BIOLOGIQUE

PAR
ANTOINE PLOUFFE LEBOEUF

DÉCEMBRE 2016

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce mémoire est le fruit du travail de plusieurs personnes. Mon directeur Pierre Drapeau a été d'un grand support dans chacune des étapes importantes, à savoir; la conception du projet, la collecte de données, l'analyse et les différentes étapes de la rédaction. Il est d'ailleurs co-auteur pour les deux chapitres du mémoire. Les nombreuses discussions qui ont permis l'émergence du produit final ont toujours été des moments très agréables pour moi. Je lui suis reconnaissant de sa passion, de son tempérament foncièrement positif et de sa capacité à voir les forces là où je ne voyais que les faiblesses. Je lui suis aussi grandement reconnaissant de la confiance qu'il m'a accordée. Ce projet de maîtrise est en continuité avec ses travaux dans les habitats linéaires et principalement ceux d'Ugo Ouellet-Lapointe et de Simon Bédard. Ces deux derniers ont d'ailleurs participé à la collecte de données (pour les années 2008 à 2012) qui a permis de mettre en place la base de données qui a servi à faire les analyses contenues dans ce mémoire. Leurs mémoires respectifs ont aussi été des sources d'inspiration indéniables.

Je tiens aussi à remercier Philippe Cadieux qui a été la bougie d'allumage qui a embrasé mon intérêt pour la faune cavicole et plus généralement pour les écosystèmes forestiers. C'est en travaillant à la réalisation de son doctorat en 2012 et 2013, que j'ai pris connaissance de la réalité matinale des "birders" et des multiples complexités qui sont le quotidien des biologistes forestiers. Il a aussi été d'une grande générosité lorsque je venais le voir avec des questions concernant R, les approches statistiques ou simplement pour discuter sur différents sujets cavicoles. C'est aussi durant ces étés que j'ai fait la rencontre de Réjean Deschênes. Il est impossible de passer ce technicien de grande confiance sous silence. Il a été un ingrédient essentiel du bon déroulement de la collecte de données et de l'ambiance incroyable qui s'est développée dans l'équipe. Il a su dynamiser l'équipe et insuffler sa passion contagieuse des oiseaux et du travail en forêt. Les histoires de Réjean sont toujours passionnantes. Je le remercie aussi de sa gentillesse, de sa générosité sans borne et de son dévouement presque abusif. Il a bien su me partager son amour du travail bien fait.

J'aimerais aussi remercier l'ensemble des membres de notre équipe de terrain avec qui j'ai vécu plusieurs beaux moments et pour qui je suis reconnaissant d'avoir effectué un travail de qualité dans des conditions pas toujours faciles et ce, presque toujours dans le plaisir : Carine Côté Germain, Anne-Marie Bertrand, Francis Bergeron, Félix Massé, Frédéric Charron, Audrey Sigouin et Louis-Joseph Drapeau.

Finalement et avec une attention toute particulière, j'aimerais remercier ma conjointe Soline Blondin qui a été une participante de l'ombre lors de chacune des étapes du mémoire. Sa venue sur le terrain, ses lectures, ses corrections, sa présence, ses nombreux conseils et ses bons mots ont été d'un grand support.

AVANT PROPOS

Ce mémoire comporte une introduction générale, deux chapitres et une conclusion générale. À terme, les deux chapitres du mémoire seront soumis pour publication dans des revues scientifiques avec revues des pairs: 1) «Persistance de la faune cavicole dans les habitats résiduels linéaires en forêt boréale aménagée» et 2) «Persistance de l'activité reproductrice du pic macule dans les habitats linéaires en forêt boréale aménagée». Le mémoire est rédigé en français, mais les articles seront traduits en anglais.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
AVANT PROPOS	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES TABLEAUX	xiii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES.....	xv
RÉSUMÉ GÉNÉRAL.....	- 1 -
INTRODUCTION GÉNÉRALE	3
Création des habitats linéaires	3
Vers un aménagement écosystémique	4
Sur l'effet de bordure	6
Effets de la perte de forêt âgée pour les oiseaux forestiers	8
Les oiseaux cavicoles, des indicateurs de la diversité biologique de la forêt âgée ?	9
Prédation	11
Habitat des pics	13
Objectifs généraux et hypothèses.....	17
Hypothèse pour l'article 1	19
Hypothèse pour l'article 2	19
CHAPITRE 1 : PERSISTANCE DE LA FAUNE CAVICOLE DANS LES HABITATS RÉSIDUELS LINÉAIRES EN FORÊT BORÉALE AMÉNAGÉE.....	21
1.1 Résumé	23
1.2 Introduction.....	25
1.2.1 Contexte sylvicole	25
1.2.2 Objectifs	27

1.3 Aire d'étude et méthodes	28
1.3.1 Aire d'étude	28
1.3.2 Dispositif d'échantillonnage	30
1.3.3 Caractérisation de l'habitat	32
1.4 Analyses statistiques	33
1.5 Résultats	36
1.5.1 Caractéristiques végétales des habitats linéaires.....	36
1.5.2 Communauté cavicole	36
1.6 Discussion	39
1.6.1 Densité des cavités selon leur taille.....	39
1.6.2 Abondance et richesse de la communauté cavicole	41
1.6.3 Disponibilité des arbres de nidification	45
1.6.4 Limites de l'étude	46
1.7 Conclusion	47
Références.....	49
1.8 Figures	59
1.9 Tableaux	65
CHAPITRE 2 : PERSISTANCE DE L'ACTIVITE REPRODUCTRICE DU PIC MACULÉ DANS LES HABITATS LINÉAIRES EN FORÊT BORÉALE AMÉNAGÉE	73
Résumé	75
2.1 Introduction.....	77
2.2 Aire d'étude et méthodologie	81
2.2.1 Dispositif d'échantillonnage	82
2.2.2 Caractérisation de l'habitat	84
2.3 Analyses statistiques	86
2.3.1 Sélection ascendante de modèle.....	86
2.3.2 Densité des nids.....	87

2.3.3 Succès reproducteur	88
2.3.4 Productivité.....	89
2.4 Résultats	89
2.4.1 Densité des nids.....	90
2.4.2 Succès reproducteur	90
2.4.3 Productivité.....	91
2.5 Discussion	92
2.5.1 Densité des nids.....	93
2.5.2 Prédation et succès reproducteur	95
2.5.3 Productivité.....	97
2.5.4 Implications pour un aménagement écosystémique	99
2.5.5 Portée et limites de l'étude	100
2.6 Conclusion	101
Référence du chapitre 2	103
2.7 Figures	112
2.8 Tableaux	116
2.9 Appendice.....	120
3 CONCLUSION GÉNÉRALE	124
4 RÉFÉRENCES POUR L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES	128

LISTE DES FIGURES

Figure	Pages
1.1 : Dispositif d'échantillonnage comportant 49 sites représentés dans la portion supérieure par les étoiles rouges et dans la portion inférieure par les formes rectangulaires roses.	59
1.2 : Caractéristiques végétales des 49 habitats linéaires d'un paysage aménagé en forêt boréale mixte en fonction du temps depuis la coupe : A) Âge moyen des arbres dominants qui composent la canopée, B) densité de gros (DHP>25 cm) Peupliers faux-trembles avec infection par le Polypore du tremble, et C) densité des gros (DHP>25 cm) chicots décidus.	60
1.3 : Densité des cavités de tailles 1, 2, 3 et 4 dans les 49 habitats linéaires d'un paysage aménagé de la forêt boréale mixte en fonction du temps depuis la coupe.	61
1.4 : Densité des cavités actives A) d'excavateurs primaires et B) d'utilisateurs secondaires dans les 49 habitats linéaires d'un paysage aménagé de la forêt boréale mixte en fonction du temps depuis la coupe.	62
1.5 : Richesse en espèces A) d'excavateurs primaires et B) d'utilisateurs secondaires dans les 49 habitats linéaires d'un paysage aménagé de la forêt boréale mixte en fonction du temps depuis la coupe.	63
2.1 : Dispositif d'échantillonnage comportant 49 sites représentés dans la portion supérieure par les étoiles rouges et dans la portion inférieure par les formes rectangulaires roses.	112
2.2 : Comparaison des paramètres reproducteurs du Pic maculé entre les habitats linéaires d'une agglomération de coupe et les massifs naturels d'un paysage naturel.	113
2.3 : Évolution A) de la densité des nids de Pic maculé et B) de la productivité des nids (nombre de jeunes à l'envol en excluant les échecs de nidification) de Pic maculé dans les habitats linéaires d'un paysage aménagé en forêt boréale mixte en fonction du temps depuis la coupe.	114

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Pages
1.1 : Description des caractéristiques de l'habitat cavicole considérée dans cette étude avec le code qui leur correspond.....	65
1.2 : Caractéristiques moyennes de l'habitat cavicole des 49 sites selon la nature, la composition et le temps depuis la coupe.....	66
1.3 : Oxygénation de la qualité de l'habitat cavicole (densité des cavités selon la taille, diversité de la communauté cavicole, disponibilité des arbres de nidification) dans les 49 habitats linéaires en fonction du temps depuis la coupe.....	67
1.4 : Nombre de cavités actives trouvées pour chaque espèce dans les habitats linéaires durant l'été 2014.....	68
1.5 : Modèles retenus par sélection ascendante pour expliquer les caractéristiques de l'habitat cavicole dans les 49 habitats linéaires.....	69
1.6 : Inférence multimodèles avec intervalles de confiance à 95% (sur les modèles retenus dans la sélection ascendante) montrant les variables affectant significativement la qualité de l'habitat cavicole dans les habitats linéaires de la forêt boréale aménagée.....	70
1.7 : Classe de taille des cavités et les excavateurs qui leur sont associées.....	69
2.1 : Succès, productivité et densité des nids de Pic maculés dans les habitats résiduels de la forêt boréale aménagée.....	116
2.2 : Comparaison des paramètres reproducteurs entre un paysage aménagé et un paysage naturel.....	116
2.3 : Définition des variables incluses dans la sélection de modèle et l'échelle qui leur correspond respectivement.....	119
2.4 : Modèles retenus par sélection ascendante pour expliquer la reproduction du Pic maculé dans les habitats linéaires de la forêt boréale mixte.....	120
2.5 : Inférence multimodèles avec intervalles de confiance à 95% (sur les modèles retenus par sélection ascendante) montrant les variables affectant	

significativement la densité des nids, le succès et la productivité du Pic maculé dans les habitats linéaires résiduels de la forêt boréale mixte aménagée.....121

2.6 : Caractéristiques des 59 nids suivis de Pics maculés et de leur habitat limitrophe au nid.....122

2.7 : Caractéristiques des 49 placettes inventoriées en 2014 pour y trouver des nids de Pics maculés.....124

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

DASC	Densité des arbres décidus tombés au sol par l'action du castor (arbres/ha)
LBM	Largeur de la bande moyenne (m)
AMP	Âge moyen des peuplements (Années)
DGPFTP	Densité de gros Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble (Arbres/ha)
DGCD	Densité de gros chicots décidus (Arbres/ha)
DSAR	Densité de substrats alimentaires récents (Arbres/ha)
DCT1	Densité de cavités de taille 1 (Cavités/ha)
DCT2	Densité de cavités de taille 2 (Cavités/ha)
DCT3	Densité de cavités de taille 3 (Cavités/ha)
DCT4	Densité de cavités de taille 4 (Cavités/ha)
DCAEP	Densité de cavités actives d'excavateurs primaires (Cavités/ha)
DCAUS	Densité de cavités actives d'utilisateurs secondaires (Cavités/ha)
REPCA	Richesse des excavateurs primaires dans les cavités actives (sp./ha)
RUSCA	Richesse des utilisateurs secondaires dans les cavités actives (sp./ha)
nSAB	Nombre de tiges de Sapin baumier dans l'habitat limitrophe au nid
nBOP	Nombre de tiges de Bouleau à papier dans l'habitat limitrophe au nid
NAT	Nature (Séparateurs ou bande riveraines)

RX	Enrésinement
HC	Hauteur de la cavité
TDC	Temps depuis la coupe
AN	Année de la nichée
DGPFTPHL	Densité de gros Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble (Arbres/ha) dans l'habitat limitrophe au nid

RÉSUMÉ GÉNÉRAL

Au cours des trente dernières années, l'aménagement de la forêt boréale du Québec a entraîné l'apparition d'un nombre croissant d'habitats forestiers résiduels de configuration linéaire (séparateurs de coupes et bandes riveraines). Pour évaluer la capacité de ces habitats à conserver une faune associée aux forêts âgées, nous avons suivi l'activité reproductrice de la faune cavicole sur plusieurs années. De 2008 à 2014 nous avons échantillonné en Abitibi, 59 habitats linéaires (30 à 180 m de large) de 0 à 30 ans après coupe. Des inventaires systématiques et des visites au moyen d'une caméra montée sur une perche télescopique ont permis de documenter les caractéristiques d'habitat (substrats de nidification adéquats), l'abondance et la richesse de la communauté cavicole (cavités, excavateurs, utilisateurs) en plus de documenter l'activité reproductrice du Pic maculé (densité des cavités actives, succès reproducteur et productivité des nichées), une espèce abondante dans notre aire d'étude, le long d'un gradient de création d'habitats linéaires qui est fonction du temps depuis la coupe. Nos résultats montrent en premier lieu des caractéristiques d'habitats favorables à la faune cavicole qui persistent dans le temps et qui permettent à l'abondance et à la richesse de ce groupe d'espèces de se maintenir dans le temps. En deuxième lieu, nos résultats montrent que l'activité reproductrice du Pic maculé dans les habitats linéaires est comparable à celle observée dans les massifs forestiers et ne diminue pas au fil du temps depuis la coupe. Cette étude indique conséquemment que les habitats linéaires résiduels des agglomérations de coupes peuvent agir comme des habitats de qualité pour la faune cavicole et ce sur une période d'au moins 30 ans suivant la récolte. Il apparaît donc que la rétention permanente de ces habitats linéaires

pourrait constituer des legs persistants de forêts âgées aptes à maintenir la faune cavicole dans les agglomérations de coupe.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Création des habitats linéaires

Depuis 1987, le Règlement sur les Normes d'Interventions (RNI) dans les forêts du domaine de l'État québécois restreint le tenant d'un permis d'exploitation à limiter ses aires de coupe (250 ha avant 1996 et 150 ha après 1996). Il doit aussi conserver entre deux aires de coupe un séparateur de 60 à 125 m de largeur d'une superficie de 8 et 10 ha (selon les dimensions des aires déboisées adjacentes), ainsi que des bandes riveraines de 20 m de part et d'autre des cours d'eau. Ces habitats linéaires doivent pouvoir servir d'écrans visuels et de corridors pour le déplacement de la faune (MRNFQ, 2003; Ferron et St-Laurent, 2005).

La coupe forestière traditionnelle en forêt boréale consiste généralement en des coupes totales avec protection de la régénération et des sols (CPRS) qui sont organisées en agglomérations de coupes qui couvrent de centaines d'hectares à quelques milliers d'ha (Gauthier et al., 2009). Les forêts résiduelles âgées sont alors souvent isolées entre elles et subissent les effets de la fragmentation (sensu Fahrig 2003). Ces pratiques ont pour effet de générer des paysages à structures forestières équiennes qui sont caractérisés par une perte nette de forêts âgées (Bergeron et Gauthier 1999; Drapeau et al., 2009a). Le rajeunissement des mosaïques forestières implique une perte de diversité structurale (Bergeron et Gauthier, 1999; Harper et Macdonald, 2002; Franklin et al., 2002) accompagnée de changements dans la diversité animale et végétale (Hansen et al., 1991; Drapeau et al., 2000; Imbeau et al., 2001).

Vers un aménagement écosystémique

Les fluctuations de populations fauniques sujettes à la perturbation de leur habitat par la récolte forestière ont fait l'objet de plusieurs travaux de recherche dans les dernières décennies (Dussault et al., 1998; Imbeau et al., 1999; Drapeau et al., 2000, 2003, 2009; Potvin et al., 1999; Thompson et al., 2003; Ferron et St-Laurent, 2005; Etcheverry et al., 2005; Potvin et al., 2005). C'est pour répondre à cette problématique que l'approche écosystémique, qui est privilégiée par la communauté scientifique, a pour objectif de limiter les impacts négatifs de la récolte forestière sur les écosystèmes de la forêt boréale. Elle fait maintenant partie de la loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (Gouvernement du Québec 2013) et de la stratégie d'aménagement durable des forêts du ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec (MRNFPQ 2003) et a comme élément central l'idée de s'inspirer des perturbations d'origines naturelles dans l'élaboration des plans d'aménagement forestier (Angelstam 1998 ; Gauthier et al., 2009; Bergeron et Gauthier, 1999).

Dans la portion sud de la forêt boréale du Québec, les principales perturbations naturelles sont les feux de forêts et les épidémies d'insectes comme la tordeuse du bourgeon d'épinette (*Choristoneura fumiferana*) et la livrée des forêts (*Malacosoma disstria*) (Dansereau et Bergeron, 1993) ainsi qu'à plus fine échelle, les chablis (Ruel et al. 2001). L'approche écosystémique impliquerait donc que nous nous inspirions de ces modes de perturbation pour générer, dans le paysage aménagé, des patrons de coupes et de rétention de forêts résiduelles qui s'apparentent à ceux créés par ces modes de perturbations naturelles. L'objectif étant ici d'atténuer les différences entre la fragmentation du paysage forestier d'origine anthropique et celle d'origine naturelle : quantité de bordures, taille, degré

d'isolement et configuration spatiale des habitats résiduels (Franklin et Forman, 1987; Craig Delong et Tanner, 1996; Gauthier et al., 2009).

Plusieurs études ont montré que la création d'habitats ouverts restreint les mouvements des oiseaux forestiers (Machtans et al. 1996; Desrochers et Hannon, 1997; Rail et al., 1997; Bélisle et al., 2001). La dynamique démographique d'une population peut donc être directement influencée par la configuration de l'habitat et notamment sa connectivité (Dunning et al., 1992). Dans ce contexte, les habitats résiduels favorisant le déplacement de la faune apparaissent comme des solutions efficaces pour maintenir et restaurer la connectivité des paysages perturbés par l'activité anthropique (Dunning et al., 1995; Machtans et al., 1996; Beier et al., 1998). Bien que la connectivité proférée par la rétention d'habitats résiduels linéaires n'ait pas été au centre des préoccupations lors de l'élaboration des plans d'aménagement passés au Québec, leur création pourrait néanmoins agir en ce sens. De plus, les habitats linéaires pourraient assurer le maintien d'éléments structuraux diversifiés et propres aux forêts âgées qui sont importants pour maintenir la diversité biologique qui est associée à ce stade de développement de la forêt.

La forme singulière des habitats linéaires les rend particulièrement sensibles à ce qui est communément appelé l'«effet de bordure». Plusieurs études montrent que, pour les séparateurs de coupes de moins de 60 m et pour l'ensemble des bandes riveraines, l'effet de bordure s'étend à leur intégralité (Mascarúa López et al., 2006; Boucher et al., 2011). Cet effet pourrait avoir un impact majeur pour la dynamique des populations d'espèces associées aux forêts.

Sur l'effet de bordure

Les opérations de récolte forestière s'arrêtent généralement à des frontières linéaires arbitraires et laissent dans le paysage des murs végétaux verticaux composés des arbres de l'aire non-déboisée. La bordure forestière se définit comme étant la ligne précisément établie par la frontière où l'activité de la machinerie s'est arrêtée et correspond à la rencontre des deux écosystèmes relativement homogènes (Matlack et Litvaitis, 1999). Les processus qui ont cours dans les blocs déboisés (conditions de sécheresse accrue, exposition au vent, changement du régime hydrique des sols) ont une influence sur la végétation d'une portion des peuplements résiduels s'échelonnant sur une distance variant de 5 à 60 mètres de la bordure (Esseen et Renhorn, 1998; Harper 2004; Mascarúa López et al., 2006). Ainsi, un habitat de bordure nouvellement créé voit la radiation solaire accéder plus facilement à ses strates forestières inférieures et voit l'humidité de sa litière et son humidité relative diminuer (Matlack 1993). Les lisières anthropiques sont sensibles aux forts vents tel que montré par un très haut taux de chablis dans les bordures adjacentes à des coupes forestières récentes (Franklin et Forman, 1987; Ruel et al., 2001; Mascarúa López et al., 2006). Ruel et al. (2001) ont quant à eux montré que la quantité de chablis dans les habitats linéaires riverains était corrélée à la vitesse des vents soufflant perpendiculairement aux bandes riveraines.

De ces changements abiotiques découle une réponse végétale qui peut se ranger en deux catégories : primaire et secondaire (Harper 2002). La réponse primaire provient du vent et des effets de microclimat et cause des dommages structuraux incluant 1) la mort des arbres, 2) la réduction du couvert forestier et 3) l'accumulation de débris ligneux et de chicots (arbres morts sur pied). La réponse secondaire vient du changement dans la disponibilité des ressources (lumière, eau,

nutriments) et se traduit par des changements dans la structure et la composition des strates arbustives inférieures (Matlack 1993).

À mesure que l'âge de la bordure augmente, la réponse de l'écosystème se complexifie suivant les différents patrons de réactions de chaque espèce (Matlack 1993; Esseen et Renhorn, 1998). Plusieurs études ont d'ailleurs montré que les effets de bordure étaient fortement dynamiques dans le temps (Lovejoy 1986; William-Linera 1990; Esseen 1994; Hagan et al., 1996; Kapos et al., 1997). Par exemple, Esseen et Renhorn (1998) ont montré que les lichens sont fortement affectés par les conditions environnementales spécifiques aux bordures forestières et que ses patrons d'abondance sur un gradient de distance à la bordure forestière varient en fonction du temps depuis la formation de la bordure. Rheault et al. (2003) ont noté des réponses similaires des lichens épiphytes en forêt de pessière à mousses dans le nord-ouest du Québec.

Le regroupement d'espèces souvent appelé «espèces de bordure» est généralement associé à l'augmentation de la complexité végétale des habitats de bordure et/ou au besoin d'utiliser simultanément les deux types d'habitats qui se trouvent de part et d'autre de la bordure (Yahner 1988; Matlack et Litvaitis 1999). Imbeau et al (2003) discutent toutefois de la distinction entre les vraies espèces de bordure (probablement rares) et les espèces qui y trouvent leur compte en certaines circonstances, notamment chez les oiseaux.

Pendant longtemps, la tendance a été d'encourager la création de bordures car on y observait une forte abondance de plusieurs espèces fauniques (Leopold 1933). Toutefois, des études nord-américaines plus récentes, menées principalement dans des paysages agricoles, sur les oiseaux ont eu tendance à critiquer sévèrement cette idée en mettant de l'avant le fait que les succès de

reproduction et d'appariements diminuaient fortement après un certain temps suivant la création de la bordure en identifiant la cause probable comme étant la forte pression provenant de la prédation et du parasitisme du Vacher à tête brune que subit la faune des habitats de bordure en Amérique du Nord (Yahner 1988 ; Paton 1994).

Effets de la perte de forêt âgée pour les oiseaux forestiers

Les espèces aviaires associées aux forêts âgées qui subissent la fragmentation de leur habitat ne sont pas toutes affectées de la même manière. Certaines y sont plus tolérantes que d'autres. Les oiseaux qui se reproduisent en forêt boréale, où les perturbations naturelles de petites et de grandes échelles sont fréquentes, pourraient être plus résilients aux modifications anthropiques de leur habitat (Schmiegelow et al., 1997; Drapeau et al., 2016).

Une étude de Allard (2012) faite dans la forêt boréale mixte aménagée du domaine de la sapinière à bouleau jaune du sud du Québec, a montré que le succès de reproduction du Roitelet à couronne doré (*Regulus satrapa*), qui est une espèce associée aux forêts âgées, demeure élevé (78%) malgré la fragmentation et l'isolement des habitats forestiers résiduels matures (12% de toute la matrice).

De son côté, Cooke (2009) s'est intéressée à l'impact de la fragmentation de l'habitat des Pucidés dans la plaine boréale de l'Alberta. Cinq années après une récolte spatialement-agglomérée, elle a observé le maintien dans le paysage des quatre espèces excavatrices clés associées aux forêts âgées des hautes terres. Le Pic maculé y a vu son occurrence diminuer alors que le Pic flamboyant avait une occurrence supérieure à celle qui est normalement observée dans les forêts non-récoltées. Ces observations sont en concordance avec les préférences d'habitat

attendues pour ces deux espèces qui sont respectivement, les forêts âgées fermées et les forêts âgées avec beaucoup d'ouverture dans ce secteur de la forêt boréale (Schieck et Song, 2006).

Peu de temps après la coupe forestière, un effet de confinement « crowding effect » amène les oiseaux territoriaux qui vivent en forêt à se concentrer dans les habitats résiduels se situant à proximité de leur territoire d'origine (Andren 1994; Darveau et al., 1995; Schmiegelow et al., 1997; Debinski et Holt, 2000). Cet effet se répercute sur la concentration de nids dans l'habitat résiduel adjacent aux coupes. D'ailleurs, dans son étude, Lapointe (2010) a observé des densités de nids de 0,20 nid/ha (cette densité provient du regroupement de plusieurs espèces cavicoles excavatrices) en forêt naturelle et de 0,40 nid/ha dans la forêt résiduelle linéaire des agglomérations de coupes. L'effet de confinement des oiseaux forestiers a généralement tendance à diminuer avec le temps (Darveau et al., 1995).

Les oiseaux cavicoles, des indicateurs de la diversité biologique de la forêt âgée ?

Dans la perspective d'intégrer la conservation et le maintien de l'intégrité écologique aux plans d'aménagement, il est souvent pertinent, bien qu'il existe des avis divergents à ce sujet (voir Payton et al., 2002), de s'intéresser à des espèces ou des groupes fonctionnels d'espèces pouvant agir comme indicateurs de la diversité biologique d'un type donné d'habitat (Landres et al., 1988; Simberloff 1998; Fleishman et al., 2005; Drapeau et al., 2009). Dans la forêt boréale, les Picidés ont souvent été proposés comme étant de bons indicateurs de la diversité aviaire forestière des forêts âgées (Mikusinski et Angelstam, 1998; Mikusinski et al., 2001; Imbeau et al., 2001; Aubry et Raley, 2002; Virkkala 2006; Drever et al., 2008). Ils requièrent des arbres sénescents et mort pour s'alimenter (Nappi et al. 2015) et

excaver leur cavité de nidification (Cadieux 2011; Ouellet-Lapointe et al., 2012; Cooke et al., 2011). Ces cavités peuvent ensuite être utilisées par un ensemble d'espèces de vertébrés qui sont regroupés par différents auteurs en un réseau d'utilisateurs de cavités appelé «nestweb»; (Martin et Eadie, 1999; Aitken et Martin, 2004; Blanc 2007; Ouellet-Lapointe 2010 ; Cadieux 2011) et que l'on désignera ci-après de «réseaux cavicoles». Selon Roberge et Angelstam (2006), la famille des picidés pourrait même être le meilleur indicateur de l'impact de l'aménagement sur les oiseaux forestiers boréaux. Cette proposition est appuyée par différentes études qui ont observé une forte sensibilité des utilisateurs de cavités à l'aménagement intensif (Angelstam et Mikusinski, 1994; Imbeau et al., 2001; Hannon et al., 2008).

Les espèces aviaires excavatrices de cavités sont donc considérées comme des espèces clés car elles produisent des sites de nidification qui sont nécessaires à la reproduction de plusieurs espèces utilisatrices incapables d'excaver elles-mêmes leur cavité (Bednarz et al., 2004). Dans la forêt boréale mixte, le réseau cavicole s'organise autour d'excavations produites majoritairement dans les peupliers par principalement quatre espèces clés : Le Pic maculé (*Sphyrapicus varius*), le Pic chevelu (*Picoides villosus*), le Pic flamboyant (*Colaptes auratus*) et le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) (Cooke 2009; Cadieux 2011). Dans les forêts âgées, le Pic maculé est le plus commun des pics. Il est aussi celui qui produit le plus grand nombre de cavités car il réutilise très peu ses anciennes cavités (Schieck et Song, 2006; Cadieux 2011; Bédard 2013). Le Pic mineur (PIMI, *Picoides pubescens*), le Pic à dos rayé (PIDR, *Picoides dorsalis*) et le Pic à dos noir (PIDN, *Picoides arcticus*) sont les autres pics excavateurs de cavités des forêts âgées boréales, mais ils en produisent peu (Cooke et al., 2010) et ce notamment pour les deux pics boréaux (PIDR et PIDN) qui sont surtout associés aux forêts d'épinettes noires. La Mésange à tête brune (*Poecile hudsonicus*), la Mésange à tête noire (*Poecile atricapillus*) et la Sittelle à

poitrine rousse (*Sitta canadensis*) excavent aussi leurs cavités de nidification dans la forêt boréale mature de l'Est de l'Amérique du Nord (Cadieux 2011).

Cadieux (2011) sépare les espèces du réseau d'utilisateurs des cavités en trois grands groupes: 1) Les excavateurs primaires, 2) les excavateurs facultatifs et 3) les utilisateurs secondaires (Cadieux, 2011). Une étude de Huhta et al (1998) suggère que l'utilisation des cavités comme site de nidification sert à diminuer le risque de prédation.

Prédation

En forêt tempérée feuillue de l'Amérique du Nord, l'élément principal expliquant la diminution du succès de reproduction aviaire dans les habitats constitués d'une forte proportion de bordures est l'augmentation de la pression de prédation par rapport à ce qui est observé dans la portion intérieure de la forêt (Wilcove, 1985; Robinson et al. 1995 ; Robinson et al., 1995). Dans les habitats fragmentés, la prédation des nids peut être influencée de trois manières: 1) Une introduction de prédateurs généralistes ainsi 2) qu'un effet temporaire de concentration des prédateurs peuvent tous deux augmenter la prédation des nids, alors 3) qu'une diminution du nombre de prédateurs locaux peut quant à elle réduire la prédation des nids (Andrén 1995 ; Tewksbury et al., 1998). Ce ne sont pas tous les prédateurs de nids qui réagissent de la même manière à la fragmentation (Paton 1994). Les oiseaux prédateurs ont davantage tendance à réagir positivement à la fragmentation que les prédateurs mammaliens et cela s'explique principalement par leur plus grande mobilité (Chalfoun et al., 2002). La revue de littérature de Chalfoun et al. (2002) suggère que la réponse des prédateurs à la fragmentation

varie selon quatre principaux facteurs: 1) l'échelle spatiale observée, 2) le contexte du paysage, 3) la région géographique et 4) le type de prédateurs.

Il est toutefois à noter que la plupart des études sur la prédation des nids dans les bordures ont été réalisées dans des fragments résiduels de forêt décidue ayant l'agriculture comme agent de perturbation principal (Gates et Gysel, 1978; Wilcove et al., 1986; Andren et Angelstam, 1988). À ce sujet, une étude de Huhta et al (1996) indique qu'un «effet de bordure» sur la prédation des nids semble s'opérer principalement dans les matrices agricoles, mais ne semble pas agir dans les matrices de coupes forestières. Ce constat est appuyé par les travaux de Boulet (2003) qui semblent indiquer qu'il n'y a pas d'augmentation de la prédation dans les habitats linéaires du domaine bioclimatique de la pessière à mousses dans la forêt boréale. De plus, les observations de Darveau et al. (1997) montrent que dans un paysage de la sapinière à Bouleau blanc de la forêt boréale, la prédation des nids de passereaux est relativement faible et qu'il n'y a pas d'évidence que l'aménagement forestier seul, mène à une augmentation du taux de prédation des nids.

Une compréhension complète de la réponse des prédateurs à la fragmentation exige un regard holistique tenant compte des communautés locales de prédateurs ainsi que de la nature singulière de leurs interactions avec leur écosystème respectif (Tewksbury et al., 1998). Les oiseaux qui nichent dans les cavités sont moins vulnérables à la prédation que les autres oiseaux nicheurs (Wesołowski et Tomialojc, 2005) et ceux d'entre eux qui excavent eux-mêmes leur cavité le sont encore moins (Martin et Li, 1992). Les connaissances portant spécifiquement sur la prédation des nicheurs cavicoles sont rares (Paclík et al., 2009). Peu de travaux ont étudié l'effet de la prédation faite sur les nids cavicoles dans les lisières de la forêt boréale, mais l'étude de Deng (2005) a permis de montrer qu'elle correspondait à seulement 20% des échecs de nidification. Son

étude permet aussi de montrer que les effets de bordures sont négatifs surtout pour les utilisateurs de cavités secondaires.

Dans leur revue de littérature sur la prédation des cavités, Paclík et al. (2009) identifient les prédateurs nord-américains ayant été répertoriés jusqu'à ce jour: le Petit polatouche (*Glaucomys volans*), le Grand polatouche (*Glaucomys sabrinus*), la Martre d'Amérique (*Martes americana*), le Vison d'Amérique (*Neovison vison*), le pékan (*Martes pennanti*), la Belette à longue queue (*Mustela frenata*), *mustela* sp., le Raton laveur (*Procyon lotor*), l'Ours noir (*Ursus americanus*), le Chat domestique (*Felis sylvestris catus*), serpents sp., l'Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*), le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) et le Troglodyte familial (*Troglodytes aedon*). Sur le territoire de notre étude, Cadieux (2011), Bédard (2013) et Lapointe (2010) ont observé, à l'intérieur ou autour des cavités, la présence des prédateurs présumés suivants: Le Grand polatouche, l'Écureuil roux, le Mésangeai du Canada, la Martre d'Amérique, l'Ours noir, le Raton laveur, le Quiscale bronzé, la Crécerelle d'Amérique et le Grand corbeau.

Habitat des pics

L'habitat essentiel d'une espèce correspond à la zone intensément utilisée et cela inclut les habitats critiques comme les sites de nidification (Ripper et al., 2007; Samuel et al., 1985). Un habitat essentiel particulier n'empiète généralement pas sur ceux des autres individus de la même espèce (Samuel et al., 1985). Des suivis radio-téléométriques de plusieurs oiseaux dont le Pic chevelu et le Pic flamboyant ont montré que la taille des habitats essentiels approximait 20-30% des domaines vitaux (Samuel et al., 1985; Elchuk et Wiebe, 2003 ; Ripper et al., 2007). Les domaines vitaux auraient une relation positive avec la distance aux voisins intra-spécifiques

(Elchuk et Wiebe, 2003). La taille et la configuration précises des habitats essentiels correspondant à chaque espèce de picidés demeurent, à ce jour, pratiquement inconnues (Cooke et Hannon, 2012).

Comme les pics nourrissent leurs jeunes en faisant des allers-retours entre la source alimentaire et la cavité de nidification, la forme optimale de leur territoire de recherche de nourriture devrait être circulaire ayant le nid en son centre (Orians et Pearson, 1979). Considérant que la dimension du domaine vital des pics est en relation avec l'arrangement spatial des ressources alimentaires situées autour du site de nidification (Renken et Wiggers, 1989; Elchuk et Wiebe, 2003), on s'attend à ce que la taille des domaines vitaux des pics soit plus grande dans les matrices forestières très fragmentées qu'en forêt continue. Ainsi, on pourrait s'attendre à ce que la configuration des habitats linéaires complique l'établissement de ce territoire optimal et ainsi, à ce que le nourrissage des jeunes en soit affecté négativement par une dépense énergétique plus élevée des adultes qui parcourent de plus grandes distances pour s'approvisionner en nourriture.

Pourtant, Bédard (2013) a observé que pour le Pic maculé, la fréquence de nourrissage des jeunes et la grosseur des bols alimentaires rapportés aux nids par les adultes n'étaient pas différentes entre les habitats linéaires et les massifs forestiers. Bédard (2013) a aussi observé que dans le paysage aménagé, la disponibilité en substrats de nidification et d'alimentation en sève des pics maculés est semblable à celle dans les paysages naturels. Leurs activités de reproduction (utilisation des arbres à nidification, taille des nichées, date d'éclosion, succès d'éclosion, durée de la nidification et nombre de jeunes atteignant l'âge d'envol) étaient elles aussi semblables entre les deux types d'habitats (Bédard 2013). Il est intéressant de noter que parmi tous les pics, c'est probablement le Pic maculé qui a le plus petit domaine vital et donc le plus petit habitat essentiel (Elchuk et Wiebe,

2003; Ripper et al., 2007). Cet élément pourrait favoriser la capacité du Pic maculé à s'accommoder de la forme particulière des habitats linéaires.

À l'échelle de l'arbre de nidification, le Pic chevelu, le Pic maculé et le Pic flamboyant sélectionnent des arbres à cavité entourés d'autres arbres qui possèdent, eux aussi, les caractéristiques appropriées pour devenir des arbres à cavités; Peupliers faux-trembles morts ou en sénescence ayant un diamètre à la hauteur de la poitrine (DHP) de plus de 25 cm et possédant un grand nombre de consoles du polypore du tremble (*Phellinus tremulae*) (Cooke et al., 2010). En forêt boréale mixte, les cavités du Pic maculé se trouvent presque exclusivement dans les Peupliers faux-trembles d'un fort diamètre (>25cm), presque toujours vivant mais en sénescence, avec une forte incidence d'infection par le Polypore du tremble (*Phellinus tremulae*) (Savignac et Machtans 2006; Cooke 2009; Cadieux 2011; Bédard 2013).

De faibles taux d'occupation des cavités ne donnent pas nécessairement d'information sur la disponibilité en sites de nidification pour les utilisateurs de cavités des forêts matures (Aitken et Martin, 2011). L'exigence pour des tailles particulières de cavités par certains utilisateurs secondaires cavicoles influence probablement la véritable disponibilité à l'échelle du paysage (Aitken et Martin, 2011). Des études ayant été réalisées dans la forêt boréale mature suggèrent que dans les habitats non-aménagés, les éléments limitant pour les espèces cavicoles concernent principalement l'échelle locale (Wiebe 2011) et incluent d'autres facteurs que la disponibilité en cavité comme la prédation, les comportements de territorialité, la disponibilité alimentaire et la qualité des cavités (Mänd et al., 2005; Wesołowski 2007; Cornelius et al., 2008; Cockle et al., 2010 Wiebe 2011). D'autres études réalisées dans les forêts âgées de la plaine boréale de l'Ouest du Canada ont montré que les caractéristiques à l'échelle du peuplement forestier comme la

densité des arbres et la proximité à la lisière influençaient davantage les préférences chez certaines espèces cavicoles pour le choix d'un site de nidification que les caractéristiques d'une échelle plus fine comme l'environnement immédiat de l'arbre à cavité en soi (Aitken 2002; Aitken et Martin, 2004). La qualité (i.e. : taille, état de dégradation, hauteur) des cavités disponibles et leur emplacement pourraient être plus importants pour limiter les populations d'oiseaux cavicoles que l'abondance générale en cavités dans l'écosystème (Löhms et Remm, 2005; Cornelius et al., 2008; Conner et al., 2010).

Dans un secteur avoisinant le lac Duparquet, sur un territoire qui recoupe celui de notre étude (voir la section *méthode*), Ouellet-Lapointe (2010) a comparé les différences de qualités d'habitat des picidés (i.e.: densité de pics nicheurs, succès de nidification et productivité des nids) entre les habitats résiduels de la forêt aménagée et les habitats de la forêts non-aménagés. Ces résultats montrent que les habitats résiduels des paysages aménagés constituent des habitats de bonne qualité pour les pics. Le succès reproducteur des pics y est comparable à celui de la forêt non-aménagée alors que la densité des nids y est supérieure que dans la forêt non-aménagée (0.85 nids/ha contre 0.26 nids/ha). Par contre, pour le Grand PicPic, le Pic chevelu et le Pic flamboyant, les taux de mortalité observés étaient deux fois supérieurs dans la forêt non-aménagée. Les effectifs de nids suivis étaient toutefois trop faibles pour en faire l'inférence statistique. Dans ces analyses, un regroupement de plusieurs espèces de pics a été fait pour pallier à la faible quantité de nids trouvés pour chaque espèce.

Objectifs généraux et hypothèses

Les habitats forestiers linéaires forment une partie importante de la matrice résiduelle de forêt âgée dans les paysages aménagés de la forêt boréale québécoise. Ils sont souvent vus comme des éléments du paysage qui favorisent la connectivité en permettant de maintenir les déplacements de la faune, mais ils peuvent aussi constituer des milieux de vie où les espèces y accomplissent une partie de leur cycle vital. Les travaux de Bédard (2013) et de Ouellet-Lapointe (2010) sont à notre connaissance, parmi les seules études à avoir mesuré directement l'activité reproductrice des espèces cavicoles dans ces habitats. Leurs observations tendent vers le même constat: les habitats résiduels linéaires réussissent efficacement à conserver les pics dans les paysages aménagés. La densité des nids et les succès de reproduction y sont élevés. Cette conclusion demeure toutefois partielle, car tous deux ont priorisé la sélection d'habitats résiduels mixtes à forte dominance en Peupliers faux-trembles. Il est donc possible que leurs observations ne soient pas généralisables aux habitats linéaires dont le couvert forestier est dominé par d'autres essences boréales. En couvrant un plus vaste territoire et un plus grand spectre de la composition des peuplements en forêt boréale mixte, nous dresserons un portrait plus global de la dynamique cavicole dans les habitats résiduels linéaires.

De plus, les connaissances actuelles sur la réponse des oiseaux cavicoles à l'aménagement d'habitats linéaires ont laissé un aspect de côté: l'évolution de la réponse dans le temps. Dans sa revue de littérature, Andrén (1994) mentionne que la majorité des études sur l'impact de la fragmentation sur les oiseaux forestiers donnent des informations figées dans le temps qui permettent une compréhension très limitée de la dynamique spatio-temporelle. Le fait de ne pas pouvoir inclure cette notion temporelle à la planification forestière pose problème vis-à-vis d'une approche se donnant des objectifs de conservation sur le long et le moyen terme

(MRNFPQ 2003). C'est dans le but d'investiguer ces éléments que nous nous sommes donné comme objectif, dans le cadre de ce mémoire, de vérifier si les effets de bordure biologiques et physiques qui ont cours durant les 30 années suivant la récolte forestière dans les habitats résiduels linéaires influencent 1) la qualité de l'habitat des cavicoles dans la forêt boréale mixte aménagée et 2) l'activité reproductrice du pic le plus commun de la région, le Pic maculé

Considérant que les habitats résiduels linéaires des agglomérations de coupes constituent les derniers legs biologiques de la structure des forêts âgées dans de vastes territoires en régénération, le présent projet vise à vérifier s'ils agissent comme des habitats de qualité pour les espèces forestières associées aux forêts âgées et si cette qualité persiste dans le temps. Plus spécifiquement, nous avons tenté de voir si les espèces cavicoles, un groupe associé aux forêts âgées en raison de ses besoins en arbres sénescents et morts, réussissent à s'accommoder des habitats linéaires qui constituent la trame âgée de la forêt dans les vastes agglomérations de coupe qui ont transformé le couvert forestier boréal depuis l'adoption au Québec de la loi sur les forêts de 1986.

La compréhension de la dynamique adaptative des cavicoles est un élément important à intégrer à l'approche d'aménagement écosystémique (Darveau et Desrochers, 2001). Nous considérons que cette recherche permettra de mieux comprendre les rôles écologiques joués par les habitats linéaires dans la conservation des communautés aviaires boréales.

Hypothèse pour l'article 1

Spécifiquement, nous prévoyions que dans les 30 années suivant la coupe, les habitats résiduels linéaires verraient: 1) Une diminution de la disponibilité en substrats de nidification (Peupliers faux-trembles sénescents et morts de fort DHP atteints par la carie blanche du tremble et autres arbres ayant un stade de dégradation avancé) causée par les chablis (Franklin et Forman, 1987; Ruel et al., 2001; Mascarúa López et al., 2006); 2) La densité des cavités non-actives progressivement diminuer suite à l'hypothèse 1 (Darveau et al. 1995; Cooke, 2009); 3) Une modification de la disponibilité de cavités de grande taille par le remplacement du Grand PicPic par le Pic flamboyant comme grand excavateur principal (Cooke 2009); 4) la diversité de la communauté cavicole se simplifier (Martin et Eadie, 1999; Cooke 2009) .

Hypothèse pour l'article 2

Spécifiquement, nous prévoyions que dans les 30 années suivant la coupe, les habitats résiduels linéaires verraient 1) la densité de nids actifs de Pic maculé diminuer progressivement suite à une résorption de l'effet de confinement (Darveau et al. 1995; Cooke 2009); 2) les succès de reproduction et la productivité des nichées devraient toutefois se maintenir (Deng 2005; Ouellet-Lapointe et al., 2012; Bédard 2013); 3) l'abondance des prédateurs s'accroître en raison de la fermeture du couvert forestier (écureuils roux, grands polatouches, martre) (King et al., 1998; Côté et Ferron, 2001; Cheveau 2010).

CHAPITRE 1

PERSISTANCE DE LA FAUNE CAVICOLE DANS LES HABITATS RÉSIDUELS LINÉAIRES EN FORÊT BORÉALE AMÉNAGÉE

Plouffe-Leboeuf, Antoine^[1] et Drapeau, Pierre^[1].

^[1] Université du Québec à Montréal, Département des sciences biologiques, Centre
d'étude de la Forêt (CEF).

1.1 Résumé

Au cours des trente dernières années, l'aménagement de la forêt boréale du Québec, a entraîné l'apparition d'un nombre croissant d'habitats forestiers résiduels de configuration linéaire (séparateurs de coupes et bandes riveraines). Pour évaluer l'évolution de la capacité de ces habitats à conserver une faune associée aux forêts âgées, nous y avons documenté l'activité reproductrice de la faune cavicole. À l'été 2014, nous avons échantillonné en Abitibi, 49 habitats linéaires (30 à 180 m de large) de 0 à 30 ans après coupe. Des inventaires systématiques pour détecter les cavités, des visites des cavités au moyen d'une caméra montée sur une perche télescopique et une caractérisation de la végétation ont permis d'y documenter l'abondance et la richesse de la communauté cavicole (densité des cavités selon leur taille, des cavités actives d'excavateurs primaires et des cavités actives d'utilisateurs secondaires) et la disponibilité des substrats de nidification potentiels le long du gradient de temps depuis la coupe. Nos résultats montrent; 1) Une disponibilité des substrats de nidification qui se maintient et par ricochet, 2) une abondance et une richesse de la communauté cavicole qui se maintiennent à travers l'ensemble de nos sites. Cette étude indique conséquemment que les habitats linéaires résiduels des agglomérations de coupes peuvent agir comme des legs fonctionnels d'habitat forestier âgé pour la faune cavicole sur une période d'au moins 30 ans suivant la récolte.

1.2 Introduction

1.2.1 Contexte sylvicole

Les fluctuations de populations fauniques sujettes à la perturbation de leur habitat par la récolte forestière ont fait l'objet de plusieurs travaux de recherche dans les dernières décennies (Dussault et al., 1998; Imbeau et al., 1999; Drapeau et al., 2000, 2003, 2009; Potvin et al., 1999; Thompson et al., 2003; Ferron et St-Laurent, 2005; Etcheverry et al., 2005; Potvin et al., 2005). L'exode vers les habitats forestiers résiduels constitue la principale réponse observée (Ferron et St-Laurent, 2005). Dans la forêt boréale, les perturbations naturelles de petites et de grandes échelles sont fréquentes et sont principalement causées par les feux, les épidémies d'insectes et les chablis. Les oiseaux qui s'y reproduisent pourraient incidemment être plus résilients aux modifications anthropiques de leur habitat (Schmiegelow et al., 1997).

Les espèces aviaires associées aux forêts âgées qui subissent la fragmentation de leur habitat ne sont pas toutes affectées de la même manière. Certaines y sont plus tolérantes que d'autres (Schmiegelow et al., 1997). En biologie de la conservation, il peut être intéressant, bien qu'il existe des avis divergents à ce sujet (voir Payton et al., 2002), de s'intéresser à des groupes fonctionnels d'espèces pouvant agir comme indicateurs de diversité (Landres et al., 1988; Simberloff 1998; Fleishman et al., 2005; Drapeau et al. 2009). Selon plusieurs études, la famille des Picidés et le réseau cavicole, de par leur forte sensibilité à l'aménagement intensif, pourraient être les meilleurs indicateurs de l'impact de l'aménagement sur les oiseaux forestiers boréaux (Angelstam et Mikusinski, 1994; Mikusinski et Angelstam, 1998; Imbeau et al., 2001; Mikusinski et al., 2001; Aubry et Raley, 2002; Virkkala 2006; Roberge et Angelstam, 2006; Drever et al., 2008; Hannon et al. 2008). Ces

oiseaux excavent des cavités dans les arbres pour leur propre nidification et leurs cavités peuvent ensuite être utilisées par un ensemble d'espèces de vertébrés qui sont regroupés par différents auteurs en un réseau d'utilisateurs de cavités appelé «nestweb» par plusieurs auteurs (Martin et Eadie, 1999; Aitken et Martin, 2004; Blanc 2007; Ouellet-Lapointe 2010 ; Cadieux 2011).

Dans la forêt boréale mixte, le réseau cavicole s'organise autour d'excavations produites par principalement quatre espèces d'excavateurs primaires clés : Le Pic maculé (*Sphyrapicus varius*), le Pic flamboyant (*Colaptes auratus*), le Pic chevelu (*Picoides villosus*) et le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) (Cooke 2009; Cadieux 2011). Les cavités du Pic maculé, du Pic chevelu et du Grand Pic s'y trouvent presque exclusivement dans les Peupliers faux-trembles d'un fort diamètre (>25cm), généralement vivant mais en sénescence, avec une forte incidence d'infection par le Polypore du tremble (*Phellinus tremulae*) (Savignac et Machtans, 2006; Cadieux 2011; Cooke 2012; Bédard 2013) alors que celles du Pic flamboyant, de la Sittelle à poitrine rousse, de la Mésange à tête noire et du Pic mineur sont souvent trouvées dans des chicots décidus de fort diamètre (>25cm) (Cadieux 2011). Chaque espèce excavatrice excave des cavités d'une taille qui lui est propre (Tableau 1.7) et les espèces utilisatrices ont des exigences pour des tailles de cavités spécifiques qui suivent une relation positive entre la taille corporelle de l'utilisateur et la taille de la cavité (Martin et al., 2004). C'est ainsi que s'établissent des liens privilégiés entre excavateurs primaires et utilisateurs secondaires.

Dans la forêt boréale, les pratiques d'aménagement incluent généralement de la coupe à blanc spatialement dispersée en agglomérations ainsi qu'une rotation courte des périodes de récolte (Franklin et al., 2002). Les forêts âgées résiduelles ainsi créées sont souvent isolées entre elles et subissent les effets de la fragmentation (Fahrig 2003). Au Québec, depuis 1987, le Règlement sur les Normes

d'Interventions (RNI) dans les forêts du domaine de l'État restreint le tenant d'un permis d'exploitation à conserver entre deux aires de coupe, un séparateur de 60 à 125 m de largeur d'une superficie de 8 à 10 ha (selon les dimensions des aires déboisées adjacentes), ainsi que des bandes riveraines de 20-30 m de part et d'autre des cours d'eau. Les processus qui ont cours dans les blocs déboisés (conditions de sécheresse accrue, exposition au vent, changement du régime hydrique des sols) ont une influence sur la végétation d'une portion des peuplements résiduels s'échelonnant sur une distance variant de 5 à 60 mètres de la bordure (Esseen et Renhorn, 1998; Harper et al., 2004; Mascarúa López et al., 2006). Pour les séparateurs de coupes de moins de 60 m et pour l'ensemble des bandes riveraines, les effets de bordure s'étendent à leur intégralité (Mascarúa López et al., 2006; Boucher et al., 2011). Plusieurs études ont d'ailleurs montré que les effets de bordure étaient fortement dynamiques dans le temps (Lovejoy 1986; William-Linera 1990; Esseen 1994; Hagan et al., 1996; Kapos et al., 1997). À mesure que le temps depuis la récolte augmente, la réponse de l'écosystème se complexifie suivant les différents patrons de réactions de chaque espèce (Matlack 1993; P. Esseen et Renhorn, 1998).

1.2.2 Objectifs

Comme les habitats linéaires composent la trame principale de la matrice de forêts résiduelles dans les agglomérations de coupes, il est pertinent de s'interroger sur leur capacité à assurer le maintien d'éléments structuraux diversifiés et propres aux forêts âgées qui sont importants pour conserver la diversité biologique qui est associée à ce stade de développement de la forêt. La présente étude documente l'évolution temporelle (séquence de 30 ans suivant la récolte forestière) de l'occupation des habitats linéaires par la faune cavicole en mettant l'accent sur les aspects spécifiques suivants: 1) la densité des cavités en fonction de leur taille, 2) la

diversité (abondance et richesse) de la communauté cavicole et 3) la densité des substrats de nidification potentiels (Peupliers faux-trembles (>25cm de diamètre à la hauteur de la poitrine (DHP)) infectés par le Polypore du tremble et arbres morts sur pied (>25cm de DHP)).

1.3 Aire d'étude et méthodes

1.3.1 Aire d'étude

L'étude s'est déroulée en forêt boréale mixte aménagée de l'Ouest de l'Abitibi dans le domaine bioclimatique de la sapinière à Bouleau blanc (Saucier et al, 1998) aux printemps et étés de 2014. La succession forestière s'y amorce par la croissance rapide des espèces pionnières que sont le Peuplier faux-trembles (*Populus tremuloides*), le Peuplier baumier (*Populus alba*), le Bouleau à papier (*Betula papyrifera*) et le Pin gris (*Pinus banksiana*). Cette composition se complexifie au fil du temps par l'émergence d'espèces tolérantes à l'ombre comme le Sapin baumier (*Abies balsamea*), l'Épinette blanche (*Picea glauca*) et l'Épinette noire (*Picea mariana*) (Harvey et al., 2002). Sur le territoire de l'étude, les principales perturbations naturelles sont les feux de forêts, les épidémies d'insectes comme la Tordeuse du bourgeon d'épinette (*Choristoneura fumiferana*) et la Livrée des forêts (*Malacosoma disstria*) (Dansereau et Bergeron, 1993) ainsi qu'à plus fine échelle, les chablis (Ruel et al., 2001). Toutefois, l'activité anthropique est l'agent de perturbation le plus important et c'est l'aménagement forestier qui en est le principal acteur (Imbeau et al., 2001).

La région à l'étude fait partie de la grande ceinture d'argile qui est caractérisée par ses dépôts lacustres provenant des lacs proglaciaires Barlow et

Ojibway (Vincent et Hardy, 1977; Leduc et Harvey, 1999). La température annuelle moyenne y est de 0,6°C et les précipitations annuelles moyennes de 822,7 mm (Environnement Canada 2008). La forêt mature (>70 ans) dominée par les peupliers correspond à 60% du couvert forestier total dans la forêt aménagée (MRNFQ 2010). Les âges (temps entre le dernier feu et 2014) des peuplements forestiers de la région à l'étude vont de 53 à 254 ans (Dansereau et Bergeron, 1993).

Les excavateurs primaires qui ont été préalablement répertoriés sur le territoire de notre recherche sont les suivants : Le Pic maculé, le Pic flamboyant, le Pic chevelu, le Grand Pic (Cadieux 2011), le Pic mineur (*Picoides pubescens*), la Mésange à tête brune (*Poecile hudsonicus*), la Mésange à tête noire (*Poecile atricapillus*), la Sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*), le Pic à dos rayé (*Picoides dorsalis*) et le Pic à dos noir (*Picoides arcticus*). Ces deux derniers sont surtout associés aux forêts d'Épinettes noires (*Picea mariana*). Les utilisateurs secondaires préalablement répertoriés sont: l'Écureuil roux (*Tamiasciurus Hudsonicus*), le Grand polatouche (*Glaucomys sabrinus*), le Quiscale bronzé (*Quiscalus quiscula*), la Petite nyctale (*Aegolius acadicus*), le Garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*), le Harle couronné (*Lophodytes cucullatus*), le Canard branchu (*Aix sponsa*), l'Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*), le Merlebleu d'Amérique (*Monticola solitarius*), la Crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*) et l'Hirondelle bicolore (*Iridoprocne bicolor*) (Cadieux 2011).

Les sites échantillonnés étaient situés dans une région avoisinant le lac Duparquet, à 45 km au Nord-Ouest de Rouyn-Noranda (48°27'N, 79°27'W) dans un territoire forestier aménagé en agglomérations de coupe (totale et CPRS) où les plans d'aménagement ont laissé des habitats forestiers résiduels. Il y existe deux types d'habitats linéaires résiduels: les séparateurs de coupe qui délimitent les

parterres de coupes qui ne sont pas séparés par des cours d'eau et les bandes riveraines en bordure des cours d'eau.

1.3.2 Dispositif d'échantillonnage

Pour évaluer l'évolution temporelle des caractéristiques de l'habitat, l'approche préconisée a été d'échantillonner des habitats linéaires dont la récolte forestière a été faite entre 2 et 30 ans avant la collecte de données. Les deux types d'habitats linéaires ont été considérés.

Au total, le dispositif d'échantillonnage comportait 49 sites (Figure 1.1). De ces 49 sites, 15 étaient des séparateurs avec une composition mixte, 14 étaient des bandes riveraines mixtes, 7 étaient des séparateurs résineux et 13 étaient des bandes riveraines résineuses. Les configurations spatiales de ces sites d'échantillonnage étaient variables pour épouser les formes naturelles des différents habitats, mais leur dimension demeurait approximativement de (30 x 400) m pour les bandes riveraines et de (40 x 400) m pour les séparateurs. La largeur des habitats sélectionnés allait de 29 à 195 m. Tous les sites de l'étude sont considérés comme indépendants car ils sont séparés entre eux par un minimum de 500 m.

Les habitats linéaires échantillonnés avaient des attributs similaires quant à leur hauteur (couvert forestier de plus de 12 m) et à l'âge des peuplements (plus de 60 ans). Ces caractéristiques du couvert forestier sont connues pour offrir une grande disponibilité d'arbres adéquats à l'excavation cavicole et par le fait même pour induire une forte densité de cavités pouvant être réutilisées par les utilisateurs secondaires du réseau cavicole de la forêt boréale de l'Est du Canada (Drapeau et al., 2009; Cadieux 2011; Ouellet-Lapointe et al., 2012).

La sélection des habitats linéaires et des sites échantillonnés s'est faite à partir de cartes forestières et d'images satellitaires au moyen d'un système d'information géographique (SIG, ESRI). Ce sont aussi les images satellites qui ont permis de déterminer l'histoire de coupe.

Toutes les données ont été récoltées au cours des mois de mai à août de l'année 2014. Au début du printemps (mois de mai-juin), des inventaires systématiques ont été réalisés entre le lever du soleil et 14h00 dans le but de repérer les cavités présentes dans les sites. Le choix de cet espace temporel est fait pour maximiser les chances de détections et pour précéder le début de la période de reproduction des oiseaux cavicoles. Pendant les inventaires systématiques, la température devait être supérieure à 0°C, il ne devait pas y avoir de précipitations majeures et la vitesse du vent ne devait pas excéder 20km/h. Pour maximiser les chances de trouver les cavités, des battues ont été réalisées par deux observateurs munis de jumelles d'approche et marchant chacun une moitié de site aller-retour. Le temps consacré à la recherche de cavité a été contrôlé pour chacun des inventaires systématiques: entre 1 h 30 et 2 h 30 dans les bandes riveraines et entre 2 h et 3 h dans les séparateurs. Il y a eu 2 rondes d'inventaires par site, la première à la fin mai et la deuxième au début de juin.

Une fois les cavités trouvées, chaque arbre à cavités a été identifié par un marqueur métallique et par un géoréférencement à l'aide d'un appareil GPS (Martin et Eadie, 1999). Des caméras télescopiques (Sandpiper Technologies, Manteca, Calif.) ont ensuite été utilisées dans le but de filmer l'intérieur des cavités afin de distinguer les cavités complètes des cavités incomplètes car cette technique s'avère plus efficace que la simple observation visuelle provenant du sol (Ouellet-Lapointe et al., 2012). Les critères permettant de définir la nature d'une cavité ont été empruntés aux travaux de Cooke et Hannon (2012): profondeur du trou de >10 cm

et diamètre de l'ouverture de >2 cm. Cette mesure de profondeur a été estimée par des observations à la caméra. Les cavités excavées en 2014 ainsi que les cavités excavées dans les années précédentes ont toutes été répertoriées. Ces visites à la caméra ont aussi servi à identifier les cavités qui faisaient (où avaient fait) l'objet d'une utilisation par un membre du réseau cavicole. Les importations (structure de brindilles, amas d'écorce corticale, plumes) laissées dans les cavités par certains utilisateurs ont servi d'indice d'utilisation même si l'animal était absent au moment de la visite. Dans les analyses ultérieures, une distinction est faite entre les cavités actives dans lesquelles il y a eu une nichée ou une utilisation en 2014 et les cavités passives dans lesquelles il n'y a pas eu de nichée ou d'utilisation en 2014.

1.3.3 Caractérisation de l'habitat

Johnson (2007) recommande que lorsque des éléments de l'habitat sont connus comme ayant une valeur particulière pour une espèce ou une communauté, il est préférable de les mesurer directement. Ainsi, l'échantillonnage de la végétation dans les peuplements a permis de dresser un portrait des changements de la structure de la végétation le long du gradient de temps depuis la création des habitats linéaires. Il a été fait à l'intérieur de placettes circulaires (11,2 m de rayon) distribuées de façon systématique dans les 49 habitats linéaires (5 par site). Les arbres de > 10 cm de DHP (Cooke et Hannon, 2012) ont été dénombrés et les données suivantes ont été récoltées pour chacun: l'espèce, le DHP, le nombre de fructifications externes du Polypore du tremble, la présence de traces d'alimentation de pics et le degré de dégradation. Les arbres morts au sol ont aussi fait l'objet d'un dénombrement. Leur degré de dégradation a été estimé au moyen d'une classification de dégradation (mettre ici la référence). Un indice visant à décrire le taux de chute des arbres morts a pu aussi être calculé (densité des arbres morts récemment sur pied + densité des arbres morts récemment au sol)/densité

des arbres vivants). Un ratio entre les gros arbres vivants et les gros chicots a aussi été calculé pour estimer le taux de mortalité des gros arbres debout. De plus, des mesures spécifiques à chaque placette ont été prises: un pourcentage de recouvrement par strate de hauteur et un pourcentage d'enrésinement par strate de hauteur (Drapeau et al., 2003). Dans chaque placette de végétation, une collecte de carottes a été faite sur deux arbres à l'aide d'une sonde de Pressler dans le but de mesurer l'âge moyen des peuplements (10 arbres carottés par site). Dans chaque placette, les arbres sélectionnés pour la prise de carottes ont été choisis aléatoirement parmi ceux qui composaient la strate supérieure du couvert forestier.

1.4 Analyses statistiques

Dans un premier temps, pour évaluer l'effet du temps depuis la coupe sur l'activité reproductrice de la faune cavicole dans les habitats linéaires, des analyses de variance à un critère de classification (temps depuis la coupe) ont été menées sur divers paramètres de la communauté cavicole incluant; la densité des cavités de taille 1 (DCT1) (voir Tableau 1.7 pour la classification des tailles de cavités), la densité des cavités de taille 2 (DCT2), la densité des cavités de taille 3 (DCT3), la densité des cavités de taille 4 (DCT4), la densité des cavités actives d'excavateurs primaires (DCAEP), la densité des cavités actives d'utilisateurs secondaires (DCAUS), la richesse des excavateurs primaires dans les cavités actives (REPCA), la richesse des utilisateurs secondaires dans les cavités actives (RUSCA), la densité des gros (DHP> 25cm) chicots décidus (DGCD) et la densité des gros (DHP> 25cm) Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble (DGPFTP) (Tableau 1.3). Des tests de Tukey de comparaisons des valeurs moyennes de ces paramètres de la communauté cavicole (Sokal et Rohlf, 1969) ont été menés pour comparer *a posteriori* les habitats linéaires en fonction du temps depuis leur création. Les analyses de variance ont

porté respectivement sur les séparateurs de coupes et les bandes riveraines de composition mixte et résineuse.

Dans un deuxième temps, une approche par sélection ascendante de modèle avec inférence multi-modèle a été réalisée à l'aide du package AICcmodavg (Version 2.0-3, Mazerolle 2012) dans le logiciel R (Version-3.1.1). Cette approche utilise la théorie de l'information au moyen du critère d'Akaike qui permet de déterminer si l'ajout d'une variable au modèle améliore sa capacité à expliquer la variable réponse (Burnham et Anderson, 2002) en intégrant la notion de parcimonie en pénalisant l'ajout de chaque variable supplémentaire dans les modèles.

Les modèles ont été testés sur les variables réponses suivantes : DCT1, DCT2, DCT3, DCT4, DCAEP, DCAUS, REPCA, RUSCA, DGCD, et DGPFTP. Nos analyses par sélection de modèles ont porté sur des modèles linéaires avec distributions binomiales négatives composés des variables explicatives suivantes: le temps depuis la coupe (TDC), l'âge moyen des peuplements (AMP), la nature de l'habitat linéaire (séparateur/bande riveraine)(NAT), la largeur moyenne des habitats linéaires (LBM), la DGPFTP, la DGCD (DGPFTP et DGCD; seulement pour l'analyse de DCT1, DCT2, DCT3, DCT4, DCAEP, DCAUS, REPCA, RUSCA), l'enrésinement (RX; seulement pour l'analyse de DGPFTP et de DGCD), la densité des arbres décidus tombés au sol par l'action du castor (DASC; seulement pour l'analyse de DGPFTP et de DGCD), et l'effet d'interaction entre le temps depuis la coupe et l'âge des peuplements (TDC*AMP). Ces variables tiennent compte des exigences des espèces excavatrices et des facteurs affectant l'intégrité des arbres à cavité. Les travaux précédents réalisés dans la région ont montré que les cavités actives de pics sont principalement localisées sur des Peupliers faux-trembles vivants de fort diamètre (> 25 cm de dhp) qui sont souvent affectés par le Polypore du tremble ou encore sur des arbres mort de fort diamètre de divers degrés de dégradation (Ouellet 2010, Cadieux 2011,

Ouellet-Lapointe et al. 2012). Dans le cas spécifiques de l'analyse des variables réponses DGPFTP et DGCD, des modèles mixtes linéaires généralisés ont été utilisés avec le site comme variable aléatoire (Xu 2003).

Pour la première étape de la sélection de modèle ascendante, le critère d'Akaike a permis de hiérarchiser les modèles univariés (composés chacun de l'une des variables mentionnées précédemment) suivant leur capacité à expliquer la variable réponse. Les modèles univariés représentant ensemble un poids d'Akaike de plus de 90% ont été retenus pour la suite. Ensuite, le même principe a été effectué en testant si l'ajout de chacune des variables individuellement aux modèles retenus à l'étape précédente permettait de créer un nouveau modèle ayant une valeur d'AIC plus petite que le modèle à une variable. Les modèles à deux variables ainsi retenus ont ensuite fait l'objet de la même démarche et ainsi de suite jusqu'à ce que l'ajout d'aucune variable ne permette d'améliorer la valeur explicative des modèles.

Une fois les modèles retenus, une analyse par inférence multimodèle avec intervalle de confiance à 95% a permis de déterminer quelles sont les variables explicatives qui ont un effet significatif sur les variables réponse. Ces intervalles de confiance proviennent des valeurs de moyennes pondérées (pondération faite selon le poids d'Akaike de chaque modèle) et d'erreurs types-inconditionnelles. Ces valeurs ont été obtenues en utilisant la fonction « modavg » du package AICcmodavg (Version 2.0-3, Mazerolle 2012).

1.5 Résultats

1.5.1 Caractéristiques végétales des habitats linéaires

Le tableau 1.2 présente les caractéristiques d'habitat des 49 sites en les subdivisant en sous-groupes selon: leur nature (séparateurs/bandes riveraines), leur composition (mixte ou résineux) et le temps depuis la coupe. L'analyse par ANOVA et test de Tukey montre que pour l'ensemble de ces variables, les seules qui montrent des résultats qui diffèrent en fonction du temps depuis la coupe sont : l'âge moyen du peuplement dans les bandes riveraines mixtes, la densité des gros chicots décidus dans les séparateurs mixtes, la densité des arbres tombés au sol par l'action du castor dans les séparateurs mixtes, la densité des arbres tombés au sol récemment (DASR) dans les bandes riveraines résineuses et la densité des arbres vivants dans les séparateurs mixtes. L'indice n'est pas influencé par le temps depuis la coupe dans aucun type d'habitat. Le ratio entre les gros arbres vivants et les gros chicots (DGAM/DGAV) n'est pas non plus influencé par le temps depuis la coupe. Enfin, la figure 1.2 présente la relation entre l'âge du peuplement et le temps depuis la coupe et montre que pour l'ensemble de nos habitats linéaires, il n'y a pas de corrélation entre ces deux variables.

1.5.2 Communauté cavicole

Le tableau 1.3 montre les résultats pour les variables qui documentent la situation de la communauté cavicole. Les résultats moyens y sont présentés pour l'ensemble des 49 sites et pour les mêmes sous-groupes que ceux utilisés pour décrire les caractéristiques de l'habitat à la section précédente. Dans l'ensemble des 49 sites, les cavités de taille 2 sont les plus abondantes ($\mu = 1.5 \pm 1.6$ cavités/ha) et les cavités de taille 1 et 4 sont les plus rares ($\mu = 0.4 \pm 0.6$ cavités/ha et $\mu = 0.3 \pm 1.0$ cavités/ha). La densité des cavités actives d'excavateurs primaires ($\mu = 1.36 \pm 1.49$

cavités/ha) est 5 fois plus élevée que la densité des cavités utilisées par des utilisateurs secondaires ($\mu = 0.27 \pm 0.81$ cavités/ha). La richesse en excavateurs primaires ($\mu = 0.68 \pm 0.68$ espèces/ha) est 3 fois plus grande que la richesse de cavités actives d'utilisateurs secondaires ($\mu = 0.23 \pm 0.65$ espèces/ha).

Le tableau 1.4 présente le nombre de cavités actives observées dans les 49 habitats linéaires de l'étude. Parmi les nids d'excavateurs, ceux de Pic maculé sont les plus nombreux avec 23 nids. Parmi les utilisateurs secondaires, le Grand polatouche et la Crécerelle d'Amérique sont les plus nombreux avec 5 utilisations de cavités chacun.

1.5.2.1 Changements de la communauté cavicole en fonction du temps depuis la coupe

L'analyse par ANOVA et les tests de Tukey montrent que pour l'ensemble des variables documentant la faune cavicole, la seule qui montre des résultats qui diffèrent en fonction du temps depuis la coupe est la densité des gros chicots décidus (DGCD) dans les séparateurs mixtes (Tableau 1.3).

Les modèles retenus par sélection ascendante pour expliquer les variables de densité de cavités (DCT1, DCT2, DCT3 et DCT4), d'abondance et de richesse de la communauté cavicole (DCAEP, DCAUS, REPCA et RUSCA) et de la disponibilité des substrats de nidification (DGFTP et DGCD) sont présentés au tableau 1.6. Les valeurs d'AIC et le poids d'AIC de chacun des modèles retenus y sont aussi présentés. Le temps depuis la coupe n'a été retenu qu'à l'intérieur de modèles explicatifs de la DCT2, de la DCT4 et de la DGCD.

1.5.2.2 Densité des cavités

Les analyses par inférence multimodèle avec intervalle de confiance à 95% ont permis d'identifier les variables qui expliquent significativement les variables réponses parmi les modèles retenus par la sélection de modèle. L'âge moyen du peuplement est la seule variable qui explique significativement la densité des cavités de taille 2 (AMP; Estimé pondéré = -0,04; IC à 95% : (-0,07 -0,01). La DGPFTP est la seule variable qui explique significativement la densité des cavités de taille 4 (DGPFTP; Estimé pondéré = 0,04; IC à 95% : (0,03 0,05). L'analyse n'a pas permis d'identifier une ou des variables expliquant significativement les densités des cavités de taille 1 et 3 (Tableau 1.7). La figure 1.3 montre qu'il n'y a pas de corrélation entre les densités de cavités (DCT1, DCT2, DCT3 et DCT4) et le temps depuis la coupe.

1.5.2.3 Abondance et richesse de la communauté

La DGPFTP est la seule variable qui explique significativement; la densité des cavités actives d'utilisateurs secondaires (DGPFTP; Estimé pondéré = 0,04; IC à 95%: (0,03 0,04), la densité de cavités actives d'excavateurs primaires (DGPFTP; Estimé pondéré = 0,04; IC à 95% = (0,02 0,06) et la richesse des utilisateurs secondaires dans les cavités actives (DGPFTP; Estimé pondéré = 0,03; IC à 95% = (0,02 0,03). Aucune des variables n'explique significativement la richesse des cavités actives d'excavateurs primaires (Tableau 1.7). Les figures 1.9, 1.10, 1.11 et 1.12 montrent qu'il n'y a pas de corrélation entre la diversité de la communauté cavicole (DCAEP, DCAUS, REPCA et RUSCA) et le temps depuis la coupe.

1.5.2.4 Disponibilité des substrats de nidification

Finalement, les variables du temps depuis la coupe (TDC; Estimé pondéré = 0,1; IC à 95%: (0,02 0,18) et du pourcentage d'enrésinement expliquent tous les deux significativement la densité des gros chicots décidus (RX; Estimé pondéré = -

0,02; IC à 95% = (-0,04 0,01). L'analyse n'a pas permis d'identifier une ou des variables expliquant significativement la densité de gros Peupliers faux-trembles avec polypore du tremble (Tableau 1.7). Les figures 1.8.3 et 1.8.4 montrent qu'il n'y a pas de corrélation entre la disponibilité en substrats de nidification adéquats (DGFTP et DGCD) et le temps depuis la coupe.

1.6 Discussion

Nos résultats montrent que les habitats linéaires résiduels de forêts âgées des paysages aménagés par agglomérations de coupes maintiennent, sur une période d'au moins 30 ans suivant la récolte forestière, une activité soutenue de la communauté cavicole et des substrats de nidification pour cette dernière. Aucun des paramètres de la communauté cavicole n'a été affecté négativement par le temps depuis la coupe. De plus, la densité des gros chicots décidus qui représente le meilleur substrat de nidification pour les excavateurs faibles est même plus élevée dans les bandes dont la coupe est plus ancienne. Ces résultats indiquent que la faune cavicole semble peu affectée par les effets de bordures souvent associés aux habitats linéaires entre autres quant aux changements physiques de la structure du couvert forestier, ce qui aurait pu diminuer la qualité de l'habitat pour la faune cavicole au cours du temps dans cette rétention linéaire (Mascarúa López et al., 2006; Boucher et al., 2011).

1.6.1 Densité des cavités selon leur taille

Nos résultats montrent que la densité des cavités (DCT1, DCT2, DCT3 et DCT4) dans les habitats linéaires n'est pas affectée de manière linéaire par le temps depuis la coupe et ce peu importe la taille des cavités (Figure 1.3; Tableau 1.6).

La qualité des cavités disponibles et leur emplacement pourraient être plus importants pour limiter les populations de la faune cavicole secondaire que l'abondance générale en cavités dans l'écosystème (Cornelius et al., 2008; Löhms et Remm, 2005; Conner et al., 2010). Pour ces utilisateurs secondaires, la disponibilité en sites adéquats de nidification est principalement représentée par la disponibilité en cavités adéquates. L'exigence pour des tailles particulières de cavités par certaines espèces cavicoles influence donc probablement la véritable disponibilité à l'échelle du paysage (Aitken et Martin, 2011). Il existe une relation excavateur-utilisateur qui suit une contingence entre taille corporelle des utilisateurs et tailles des cavités excavées (Martin et Eadie, 1999 ; Blanc 2007). Chacune de ces tailles est associée à des excavateurs respectifs et c'est pour cette raison que nous avons subdivisé les cavités selon leur taille (Annexe 1.1; Bertrand et al., en préparation). Nous avons donc considéré chacune des tailles de façon indépendante et en ne tenant compte que des cavités qui n'étaient pas détériorées et donc disponibles pour la réutilisation.

Il est documenté que les gros chicots de feuillus ($DHP > 25\text{cm}$) sont fortement sélectionnés comme substrats de nidification par le Pic mineur, le Pic flamboyant, la Sittelle à poitrine rousse et la Mésange à tête noire (Cadieux 2011; Blanc et Martin, 2012), mais nos résultats n'ont pas permis d'observer de lien entre les densités de cavités (DCT1, DCT2, DCT3 et DCT4) et la densité des gros chicots décidus. Il est probable que la faible abondance des cavités de tailles un et trois dans le jeu de données explique le fait que nous n'observions pas de lien entre ces variables (Tableau 1.6).

Les cavités de taille deux étaient les plus abondantes dans les habitats observés (Tableau 1.3). C'est cohérent puisque dans les forêts âgées, le Pic maculé est le pic qui produit le plus grand nombre de cavités car il réutilise très peu ses

anciennes cavités (Schieck et Song, 2006; Cadieux 2011 ; Bédard 2013). Nos résultats montrent toutefois que le vieillissement des peuplements aurait comme effet de réduire la densité des cavités de taille deux. Comme il est documenté que les Pics maculés qui sont les principaux créateurs de cavités de taille deux prioriseraient les peuplements matures et âgés (Savignac et Machtans, 2006; Tozer 2010), il est possible que cette observation provienne d'un léger déséquilibre dans notre dispositif d'échantillonnage dans lequel les peuplements plus âgés sont aussi légèrement plus résineux (tel qu'illustré au tableau 1.2) et donc beaucoup moins attrayants pour les Pic maculés. Les abondances moyennes de cavités ont de grands écarts-types car il y a une grande variabilité d'habitats entre les différents sites : composition, localisation et âge moyen du peuplement.

Nos résultats montrent finalement qu'une augmentation dans la densité en gros Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble entraîne une augmentation de la densité en cavités de taille quatre (Tableau 1.7). Il est d'ailleurs abondamment documenté que les gros Peupliers faux-trembles (DHP > 25cm) vivants et infectés par le Polypore du tremble sont fortement sélectionnés par le Grand Pic comme substrat de nidification (Bonar 2001; Martin et al. 2004; Cadieux 2011).

1.6.2 Abondance et richesse de la communauté cavicole

L'abondance et la richesse de la communauté cavicole sont demeurées constantes sur un spectre de 30 ans suivant la coupe. Considérant le fait que le réseau cavicole est un système s'organisant du bas vers le haut, ce constat est donc en liens directs avec les autres résultats de l'étude qui montrent que l'intégrité des caractéristiques de l'habitat cavicole se maintient dans le temps.

Le fait qu'en Amérique du Nord, deux espèces de pics, le Pic maculé et le Grand Pic, peuvent produire jusqu'à 90% des cavités réutilisées dans seulement une ou deux espèces d'arbres (Peupliers faux-trembles), entraîne un effet "bottom-up" disproportionné par rapport au reste de la communauté (Blanc et Walters, 2008 ; Martin et al., 2004). Dans notre étude, la communauté cavicole est largement dominée par le Pic maculé qui produit la grande majorité des cavités disponibles à la réutilisation. Il est intéressant de noter que parmi tous les pics, c'est celui qui a le plus petit domaine vital et donc le plus petit habitat essentiel (Elchuk et Wiebe, 2003; Ripper et al., 2007). Cet élément pourrait favoriser la capacité du Pic maculé à s'accommoder de la forme particulière des habitats linéaires. Nos observations montrent que la diversité de la communauté cavicole augmente lorsque le peuplement forestier permet la nidification du Grand Pic qui est le seul excavateur à fournir un apport en très grandes cavités pouvant être réutilisées par les utilisateurs secondaires de grandes tailles comme les Anatidés et les Strigidés.

Des études réalisées en forêt boréale mature suggèrent que les facteurs limitatifs pour permettre la présence des espèces caviholes concernent principalement l'échelle locale (Wiebe 2011) et incluent d'autres facteurs que la disponibilité en cavités comme la prédation, les comportements de territorialité, la disponibilité alimentaire et la qualité des cavités (Mänd et al., 2005; Wesolowski 2007; Cornelius et al., 2008; Cockle et al., 2010; Wiebe 2011). D'autres études réalisées dans les forêts âgées de la plaine boréale de l'Ouest du Canada ont montré que les caractéristiques à l'échelle du peuplement forestier comme la densité des arbres et la proximité à la lisière influençaient davantage les préférences pour un site de nidification de certaines espèces caviholes que les caractéristiques d'une échelle plus fine comme l'arbre à cavité en lui-même (Aitken 2002; Aitken et Martin, 2004). Notre étude réitère la fonction importante que prennent les gros Peupliers

faux-trembles infectés par le Polypore du tremble pour la faune cavicole, pour l'abondance et la richesse de la communauté et pour la densité des cavités de petite et de grande tailles.

Notre étude n'a pas permis d'observer un effet de confinement « crowding effect » qui aurait pu être observé par une augmentation de l'abondance et de la richesse cavicole dans les années suivant immédiatement la coupe et qui serait suivi par la suite d'une diminution de l'abondance et de la richesse de la communauté cavicole dans les années subséquentes. Peu de temps après la coupe, l'effet de confinement amène les oiseaux territoriaux qui vivent en forêt à se concentrer dans les habitats résiduels se situant à proximité de leur territoire d'origine (Andren 1994; Darveau et al. 1995; Schmiegelow et al., 1997; Debinski et Holt, 2000). Cet effet a généralement tendance à diminuer rapidement dans le temps (Darveau et al., 1995). Nos résultats montrent toutefois des densités cavicoles constantes dans le temps suivant la récolte. Il est possible que – alors que la plupart de nos habitats linéaires les plus récents avaient plus de 2 ans – notre étude ne permette pas d'observer l'effet de confinement dans les habitats linéaires. Pour palier à cela, il serait éventuellement intéressant de vérifier si la situation est différente dans les habitats linéaires nouvellement créées : l'année de la récolte et l'année suivante.

L'abondance des cavités de Pics flamboyants observée est faible dans les habitats linéaires. Paradoxalement, le Pic flamboyant – une espèce abondante dans le domaine bioclimatique de la sapinière à Bouleau blanc – est associé aux milieux ouverts (Cooke et Hannon, 2012). Il aurait donc été cohérent de le voir nicher en grand nombre dans les habitats linéaires dont la création entraîne l'ouverture dans un peuplement initialement fermé. Toutefois, nous avons observé (de façon fortuite) un grand nombre de nids (21 nids) de Pics flamboyants dans les parterres de coupe qui jouxtent les habitats linéaires de notre étude. Les chicots décidus isolés

situés dans ces parterres semblent être sélectionnés de façon prioritaire par rapport à ceux situés dans les habitats linéaires. En permettant la nidification du Pic flamboyant dans les parterres, les agglomérations de coupes conservent tout de même l'abondance de cavités de taille 3 pouvant être réutilisées par la faune lui étant associée (Crécerelle d'Amérique, Écureuil roux, Grand polatouche, Garrot à œil d'or, Petit garrot et Petite nyctale (Cadieux 2011). Selon Edworthy et Martin (2013), la longévité médiane d'une cavité située dans un habitat résiduel en forêt aménagée est de 10 ans alors qu'elle est de 15 ans dans un massif forestier. Il serait intéressant de vérifier la persistance de ces arbres à cavités isolés situés dans les parterres de coupes et sont souvent très exposés au vent et à la dessiccation. De la même façon, aucun Quizcale bronzé ni aucune Hirondelle bicolore n'ont été observés directement dans les habitats linéaires, mais plusieurs ont été observés (de façon fortuite) dans les marais et plans d'eau situés des agglomérations de coupe de l'étude. Par ailleurs, aucun nid de Pic chevelu n'a été observé lors de l'inventaire systématique des sites, mais deux nichées ont été trouvées de façon fortuite dans les mêmes habitats linéaires. Ouellet-Lapointe (2011) a lui aussi observé une très faible abondance de nids de Pic chevelu dans les habitats linéaires du même paysage et ce, malgré un effort de recherche important. Bien que notre étude ne puisse le confirmer, il est probable que cette espèce évite les habitats linéaires résiduels. Cela pourrait s'expliquer par une exigence de Pic chevelu pour un grand territoire et par une réticence à traverser les grandes étendues (>400m; Cooke et al., 2010) que représentent les jeunes parterres de coupe (Desrochers et Hannon, 1997). À contrario, le Grand Pic a besoin d'un territoire vital encore plus grand, mais il est documenté qu'il n'a aucun problème à voyager de grandes distance (>500 m) ne serait pas un problème pour lui (Bonar 2001) et cela pourrait expliquer sa présence dans les habitats linéaires.

Cooke (2009) s'est elle aussi intéressée à l'impact de la fragmentation anthropique par récolte forestière sur l'habitat des Pucidés. Cinq années après une récolte spatialement-agglomérée dans la plaine boréale de l'Alberta, ses inventaires des cavités actives ont permis de faire un constat similaire au nôtre, à savoir que la faune cavicole fait une forte utilisation des parcelles de forêts résiduelles permettant ainsi la conservation des quatre espèces excavatrices clés dans un paysage boréal aménagé.

1.6.3 Disponibilité des arbres de nidification

Comme vu précédemment et comme la littérature le documente, la disponibilité des substrats de nidification est la principale variable explicative pour expliquer la diversité du réseau cavicole et la densité des cavités dans le système (Cockle et al., 2010; Blanc et Martin, 2012). C'est pour cette raison que nous avons traité individuellement ces variables pour vérifier si les effets de bordure comme les chablis et la dessiccation avaient pour impact de diminuer leur disponibilité dans les habitats linéaires au cours du temps. Nos résultats indiquent que ce n'est pas le cas. Le temps depuis la coupe a même un effet positif sur l'abondance des substrats de nidification excavés par les excavateurs faibles (gros (DHP>25cm) chicot décidus; tableau 1.6) et n'a pas d'effet sur l'abondance des substrats de nidification des excavateurs primaires (gros Peupliers faux-trembles vivants et infectés par le Polypore du tremble; tableau 1.6). Ce résultat ne supporte pas l'hypothèse de Jackson et Jackson (2004) voulant que les Peupliers faux-trembles qui subissent les effets de bordures pourraient être d'avantage victimes de bris physiques qui augmentent les taux d'infection par le Polypore du tremble. Le cas échéant, nous aurions dû observer une augmentation de la densité de Peupliers faux-trembles infectés dans les habitats linéaires dont la coupe est plus ancienne et ce n'est pas ce qui a été observé (Figure 1.2; tableau 1.6). Nos résultats contredisent aussi

l'hypothèse que les forts vents pourraient induire un très haut taux de chablis dans les bordures adjacentes à des coupes forestières récentes (Franklin et Forman, 1987; Ruel et al., 2001; Mascarúa López et al., 2006). Il semblerait qu'en forêt boréale mixte, les habitats résiduels linéaires réussissent à préserver leurs caractéristiques physiques sur une période d'au moins 30 ans.

Le rajeunissement des mosaïques forestières – induit par les pratiques forestières avec coupe totale – implique une perte de diversité structurale (Bergeron et Gauthier, 1999; Harper et al., 2002; Franklin et al., 2002) accompagnée d'une perte de la biodiversité animale et végétale (Hansen et al., 1991; Imbeau et al., 2001). En plus de conserver les espèces associées aux forêts âgées dans les agglomérations de coupe récemment récoltées, la rétention des habitats linéaires de forêts âgées est aussi importante pour assurer le développement de caractéristiques des stades avancés du vieillissement dans les peuplements en régénération (Lindenmayer et Franklin, 2002).

1.6.4 Limites de l'étude

Notre étude sur l'occupation temporelle de la faune cavicole dans les habitats linéaires après coupe a utilisé une approche qui est moins précise que si nous avions suivi les mêmes sites pendant 30 ans. Une étude qui s'échelonnerait sur plusieurs années et où nous reviendrions sur les mêmes sites d'année en année permettrait de suivre le vieillissement réel des sites échantillonnés pour ainsi être plus à même de suivre les changements de structure et de composition qui ont cours au fil du temps dans les habitats linéaires. Finalement, soulignons également que les faibles effectifs d'habitats linéaires de plus 20 ans réduisent la robustesse de nos inférences pour cette période depuis la coupe.

1.7 Conclusion

Plusieurs travaux réalisés sur l'avifaune et plus particulièrement sur la faune cavicole dans les habitats résiduels en forêt boréale aménagée (Darveau et al., 1995; Ouellet-Lapointe 2010; Ouellet-Lapointe et al., 2012; Cooke et Hannon, 2012; Bédard, 2013) ont montré que ces derniers peuvent être occupés par la faune. Cette capacité à conserver cette communauté biologique associée aux forêts âgées et au bois mort pourrait par contre s'atténuer ou se maintenir en fonction du temps depuis leur création si les effets de bordure négatifs (chablis, dessiccation) provoquaient une diminution de la qualité de l'habitat (réductions; de la densité des arbres de nidification potentiels, de la densité des arbres d'alimentation et de la longévité des arbres à cavité).

La littérature qui documente la réponse de la communauté cavicole à l'aménagement forestier élude cet aspect pourtant important: l'évolution de la réponse dans le temps suivant la coupe. Dans sa revue de littérature, Andrén (1994) mentionne que la majorité des études sur l'impact de la fragmentation sur les oiseaux forestiers donnent des informations figées dans le temps qui permettent une compréhension très limitée de la dynamique spatio-temporelle. La présente étude espère avoir comblé en partie cette lacune en montrant que, dans les habitats linéaires résiduels des agglomérations de coupe de paysages aménagés en forêt boréale mixte, le temps depuis la coupe n'a pas d'impacts négatifs sur l'occupation de l'habitat par la faune cavicole ainsi que sur la disponibilité des arbres à cavités sur un horizon temporel de plus de 30 ans après coupe.

La connaissance de la dynamique temporelle des habitats linéaires – en tant qu'habitat pour la faune cavicole – est un élément important à intégrer à l'approche d'aménagement écosystémique (Drapeau et al., 2009; Edworthy et Martin, 2013). Notre étude indique que les habitats résiduels de configuration linéaire peuvent être

considérés comme des legs d'habitats efficaces et durables (au moins 30 ans après la coupe) pour la nidification de la faune cavicole en forêt boréale mixte aménagée.

Références

- Aitken, A. K. E. H., Wiebe, K. L., & Martin, K. (2002). Nest-Site Reuse Patterns for a Cavity-Nesting Bird Community in Interior British Columbia. *The Auk*, 119(2), 391–402.
- Aitken, K. E. H., & Martin, K. (2004). Nest cavity availability and selection in aspen – conifer groves in a grassland landscape, 2109, 2099–2109.
- Aitken, K. E. H., & Martin, K. (2011). Experimental Test of Nest-Site Limitation in Mature Mixed Forests of Central British Columbia , Canada. *The Journal of Wildlife Management*, 9999, 1–9.
- Andren, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : a review. *Oikos*, 71(3), 355–366.
- Angelstam, P., & Mikusinski, G. (1994). Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest — a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31(January), 157–172.
- Aubry, K. B., & Raley, C. M. (2002). The Pileated Woodpecker as a Keystone Habitat Modifier in the Pacific Northwest. *USDA Forest Service Gen Tech*, 257–274.
- Bédard, S. (2013). *Qualité des parcelles d'habitat résiduel des paysages aménagés en forêt boréale mixte pour la reproduction et l'alimentation du Pic maculé (sphyrapicus varius)*. Université du Québec à Montréal, Mémoire de maîtrise.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A., & Gauthier, S. (1999). Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *The Forestry Chronicle*, 75(1).
- Blanc, L. a, & Martin, K. (2012). Identifying suitable woodpecker nest trees using decay selection profiles in trembling aspen (*Populus tremuloides*). *Forest Ecology and Management*, 286, 192–202.
- Blanc, L. A. (2007). *Experimental study of an avian cavity-nesting community : nest webs, nesting ecology, and interspecific interactions*. Virginia Polytechnic Institute and State University, PHD thesis.

- Blanc, L. a., & Walters, J. R. (2008). Cavity-Nest Webs in a Longleaf Pine Ecosystem. *The Condor*, 110(1), 80–92.
- Bonar, R. (2001). *Pileated Woodpecker Habitat Ecology in the Alberta Foothills*. University of Alberta, PHD thesis.
- Boucher, Y., St-Laurent, M.-H., & Grondin, P. (2011). Logging-Induced Edge and Configuration of Old-Growth Forest Remnants in the Eastern North American Boreal Forests. *Natural Areas Journal*, 31(3), 300–306.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference. A practical Information-theoretic approach*. (Springer-Verlag New York, Ed.) (2nd ed.). New-York.
- Cadieux, P. (2011). *Dynamique de la faune cavicole le long d'un gradient d'âge en forêt boréale mixte de l'est de l'amérique du nord*. Université du Québec à Montréal, Mémoire de maitrise.
- Cockle, K. L., Martin, K., & Drever, M. C. (2010). Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. *Biological Conservation*, 143(11), 2851–2857.
- Cockle, K., Martin, K., & Wiebe, K. (2010). Selection of Nest Trees by Cavity-Nesting Birds in the Neotropical Atlantic Forest. *Biotropica*, (1999), 1–9.
- Conner, R. N., Miller, O. K., & Adkisson, C. S. (2010). Woodpecker dependence on trees infected by fungal heart rots. *The Wilson Bulletin*, 88(4), 575–581.
- Cooke, H. A. (2009). *Do aggregated harvests with structural retention conserve cavity users in old forest in the boreal plains ?* University of Alberta, PHD thesis.
- Cooke, H. a., & Hannon, S. J. (2012). Nest-site selection by old boreal forest cavity excavators as a basis for structural retention guidelines in spatially-aggregated harvests. *Forest Ecology and Management*, 269, 37–51. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.042>
- Cooke, H. A., Hannon, S. J., & Song, S. J. (2010). *Conserving old forest cavity users in aggregated harvests with structural retention*. Sustainable Forest Management Network.

- Cornelius, C., Cockle, K., Politi, N., Berkunsky, I., Luis, S., Ojeda, V., ... Martin, K. (2008). Cavity-nesting birds in neotropical forests: cavities as a potentially limiting resource. *Ornithologia Neotropical*, 19, 253–268.
- Dansereau, P.-R., & Bergeron, Y. (1993). Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 23(1), 25–32.
- Darveau, M., Beauchesne, P., Bélanger, L., Huot, J., Larue, P., The, S., ... Jan, N. (1995a). Riparian forest strips as habitat for birds in boreal. *The Journal of Wildlife Management*, 59(1), 67–78.
- Darveau, M., Beauchesne, P., Bélanger, L., Huot, J., Larue, P., The, S., ... Jan, N. (1995b). Riparian Forest Strips as Habitat for Breeding Birds in Boreal Forest. *The Journal of Wildlife Management*, 59(1), 67–78.
- Darveau, M., & Desrochers, A. (2001). *Le bois mort et la faune vertébrée État des connaissances au Québec*. Québec.
- Debinski, D. M., & Holt, R. D. (2000). Review : A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology*, 14(2), 342–355.
- Desrochers, A., & Hannon, S. J. (1997). Gap Crossing Decisions by Forest Songbirds during the Post-Fledging Period. *Conservation Biology*, 11(5), 1204–1210.
- Drapeau, P., Leduc, A., Bergeron, Y., Gauthier, S., & Savard, J. (2003). Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *The Forestry Chronicle*, 79(3), 531–540.
- Drapeau, P., Leduc, A., Giroux, J., Savard, J. L., & Vickery, W. L. (2000). Landscape-Scale Disturbances and Changes in Bird Communities of Boreal Mixed-Wood Forests. *Ecological Monographs*, 70(3), 423–444.
- Drapeau, P., Nappi, A., Imbeau, L., & Saint-germain, M. (2009). Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest : Managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle*, 85(2), 227–234.

- Drever, M. C., Aitken, K. E. H., Norris, A. R., & Martin, K. (2008). Woodpeckers as reliable indicators of bird richness , forest health and harvest. *Biological Conservation*, 1(604).
- Dussault, C., Courtois, R., & Ferron, J. (1998). Impact à court terme d'une coupe avec protection de la régénération sur la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en forêt boréale. *Canadian Journal of Forest Research*, (28), 468–477.
- Edworthy, A. B., & Martin, K. (2013). Persistence of tree cavities used by cavity-nesting vertebrates declines in harvested forests. *The Journal of Wildlife Management*, 77(4), 770–776.
- Esseen, P., & Renhorn, K. (1998). Edge Effects on an Epiphytic Lichen in Fragmented Forests. *Conservation Biology*, 12(6), 1307–1317.
- Esseen, P.-A. (1994). Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation*, 68(1), 19–28.
- Etcheverry, P., Ouellet, J., & Crête, M. (2005). Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 2813–2822.
- Fahrig, L. (2003). Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34(2003), 487–515.
- Ferron, J., & St-Laurent, M.-H. (2005). L'importance de la forêt résiduelle pour conserver les communautés fauniques dans des paysages boréaux perturbés par la coupe. *VertigO*, 6(2), 1–8.
- Fleishman, E., Thomson, J. R., Mac Nally, R., Murphy, D. D., & Fay, J. P. (2005). Using Indicator Species to Predict Species Richness of Multiple Taxonomic Groups. *Conservation Biology*, 19(4), 1125–1137.
- Franklin, J. F., & Forman, R. T. T. (1987). Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, 1(1), 5–18.
- Franklin, J. F., Spies, T. A., Pelt, R. Van, Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Rae, D., ... Chen, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications , using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155, 399–423.

- Hagan, J. M., Vander Haegen, W. M., & McKinley, P. S. (1996). The Early Development of Forest Fragmentation Effects on Birds. *Conservation Biology*, 10(1), 188–202.
- Hannon, S., Cooke, H., Song, S. J., & Clarke, H. (2008). *Emulating natural disturbance through upland and riparian plains mixedwood forest harvest : responses of upland and riparian. Sustainable forest management network*. Edmonton, Alberta, Canada.
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J., & Ohmann, J. L. (1991). Conserving Biodiversity in Managed Forests; Lessons from natural forests. *BioScience*, 41(6), 382–392.
- Harper, K. A., Bergeron, Y., Gauthier, S., Drapeau, P., & Post-fi, P. (2002). Post-Fire Development of Canopy Structure and Composition in Black Spruce Forests of Abitibi , Québec : A Landscape Scale Study. *Sylva Fennica*, 36(January), 249–263.
- Harper, K. A., Lesieur, D., Bergeron, Y., & Drapeau, P. (2004). Forest structure and composition at young fire and cut edges in black spruce boreal forest 1. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 289–302.
- Harvey, B. D., Leduc, A., Gauthier, S., & Bergeron, Y. (2002). Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 155, 369–385.
- Imbeau, L., Mönkkönen, M., & Desrochers, A. (2001). Long-Term Effects of Forestry on Birds of the Eastern Canadian Boreal Forests : a Comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology*, 15(4), 1151–1162.
- Imbeau, L., Savard, J. L., & Gagnon, R. (1999). Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology*, 1860, 1850–1860.
- Jackson, J. A., & Jackson, B. B. S. (2004). Ecological relationships between fungi and woodpecker cavity sites. *The Condor*, 106(37), 37–49.
- Johnson, M. D. (2007). Measuring habitat quality : a review. *The Condor*, 109(3), 489–504.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J. L., & Ganade, G. (1997). *Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, 101, 33–44.

- Landres, P. B., Verner, J., & Thomas, J. W. (1988). Ecological Uses of Vertebrate Species : A Critique Indicator. *Conservation Biology*, 2(4), 316–328.
- Leduc, A., & Harvey, B. D. (1999). *Plan général d'aménagement forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (1998 2003)*.
- Lindenmayer, D. B., et Franklin, J. F. (2002). *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press.
- Löhmus, A., & Remm, J. (2005). Nest quality limits the number of hole-nesting passerines in their natural cavity-rich habitat. *Acta Oecologica*, 27, 125–128.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard Jr, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., ... & Hays, M. B. (1986). *Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments*.
- Mänd, R., Tilgar, V., Löhmus, A., & Leivits, & Agu. (2005). Providing nest boxes for hole-nesting birds – Does habitat matter? *Biodiversity and Conservation*, 14(8), 1823–1840.
- Martin, K. A., Altken, K. A. E. H. A., & Wiebe, K. A. L. (2004). Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada : nest characteristics and niche partitioning. *The Condor*, (October 2003), 5–19.
- Martin, K., & Eadie, J. M. (1999). Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*, 115(2-3), 243–257.
- Mascarúa López, L. E., Harper, K. a., & Drapeau, P. (2006). Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Ecoscience*, 13(2), 226–233.
- Matlack, G. R. (1993). Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, 66(3), 185–194.
- Mazerolle, M. J. (2012). *AICcmodavg: model selection and multimodel inference based on QAICc*. R package version 1.26
- Mikusinski, G., & Angelstam, P. (1998). Economic Geography , Diversity Forest in Distribution , Central Europe and. *Conservation Biology*, 12(1), 200–208.

- Mikusinski, G., Gromadzki, M., & Chylarecki, P. (2001). Woodpeckers as Indicators of Forest Bird Diversity. *Conservation Biology*, 15(1), 208–217.
- MRNFQ. (2010). *Ressources et industries forestières portrait statistique* (Ministère). Gouvernement du Québec.
- Ouellet-Lapointe, U. (2010). *Le maintien des espèces cavicoles dans les paysages aménagés en forêt boréale mixte de l'est du canada*. Université du Québec à Montréal, Mémoire de maitrise.
- Ouellet-Lapointe, U., Drapeau, P., Cadieux, P., & Imbeau, L. (2012). Woodpecker Excavations Suitability for and Occupancy by Cavity Users in the Boreal Mixedwood Forest of Eastern Canada. *Ecoscience*, 19(4), 391–397.
- Payton, I. J., Fenner, M., & Lee, W. G. (2002). Keystone species : the concept and its relevance for conservation management in New Zealand. *Science for Conservation*, 203.
- Potvin, F., Breton, L., & Courtois, R. (2005). Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 151–160.
- Potvin, F., Courtois, R., & Bélanger, L. (1999). Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest : multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 1120–1127.
- Ripper, D., Bednarz, J. C., & Varland, D. E. (2007). Landscape Use by Hairy Woodpeckers in Managed Forests of Northwestern Washington. *Journal of Wildlife Management*, 71(8), 2612–2623.
- Roberge, J.-M., & Angelstam, P. (2006). Indicator species among resident forest birds – A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation*, 130(1), 134–147.
- Ruel, J.-C., Pin, D., & Cooper, K. (2001). Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management*, 143(1-3), 105–113.

- Saucier, J. P., Bergeron, J. F., Grondin, P., et Robitaille, A. (1998). Les régions écologiques du Québec méridional (3e version): un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. *L'aubelle*, 124, 1-12.
- Savignac, C., & Machtans, C. S. (2006). Habitat requirements of the Yellow-bellied Sapsucker, *Sphyrapicus varius*, in boreal mixedwood forests of northwestern Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 84, 1230–1239.
- Schieck, J., & Song, S. J. (2006). Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. *Canadian Journal of Forest Research*, 36, 1299–1318.
- Schmiegelow, F. K. A., Machtans, C. S., & Hannon, S. J. (1997). Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, 78(6), 1914–1932.
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83(3), 247–257.
- Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. (1969). *Biometry, the principles and practice of statistics in biological research*. (W.H. Freeman and Company, Ed.) (4e édition). New York.
- Thompson, I. D., Baker, J. A., & Ter-mikaelian, M. (2003). A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management*, 177, 441–469.
- Tozer, D. C. (2010). *Quality of selection-logged and unlogged forests for breeding yellow-bellied sapsuckers*. Trent University, PHD Thesis.
- Vincent, J.-S., & Hardy, L. (1977). L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Géographie Physique et Quaternaire*, 31(3-4), 357.
- Virkkala, R. (2006). Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*, 43(April), 82–85.
- Wesołowski, T. (2007). Lessons from long-term hole-nester studies in a primeval temperate forest. *Journal of Ornithology*.

- Wiebe, K. L. (2011). Nest sites as limiting resources for cavity-nesting birds in mature forest ecosystems : a review of the evidence. *Journal of Field Ornithology*, 82(3), 239–248.
- William-Linera, G. (1990). Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in panama. *Journal of Ecology*, 78, 356–373.
- Xu, R. (2003). Measuring explained variation in linear mixed effects models. *Statistics in medicine*, 22(22), 3527-3541.

1.8 Figures

Figure 1.1 : Dispositif d'échantillonnage comportant 49 sites représentés dans la portion supérieure par les étoiles rouges et dans la portion inférieure par les formes rectangulaires roses. Dans la portion inférieure, une portion du territoire échantillonné est présentée à titre d'exemple. Les parterres de coupe ont des couleurs qui correspondent à leur année de récolte. Bleu= coupe récente (0-7ans), Rouge= coupe plutôt récente (8-14 ans), Orange= anciennes coupes (15-21 ans), Rose= Plus anciennes coupes (21 ans+)

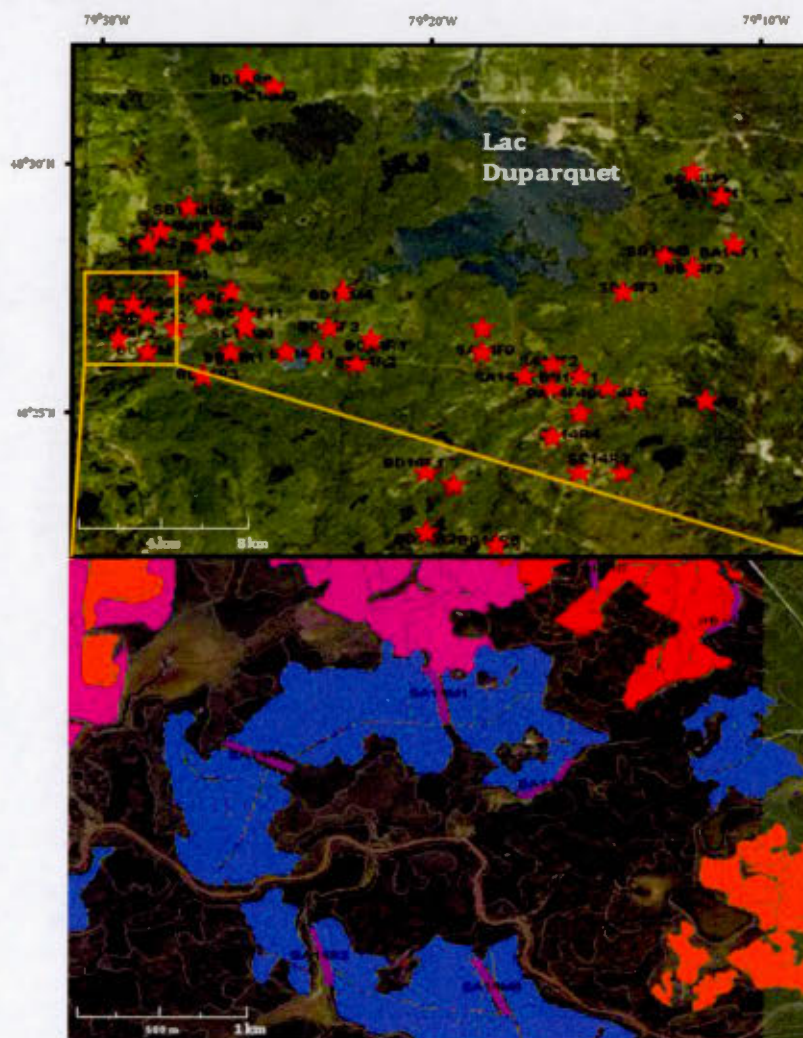


Figure 1.2 : Caractéristiques végétales des 49 habitats linéaires d'un paysage aménagé en forêt boréale mixte en fonction du temps depuis la coupe : A) Âge moyen des arbres dominants qui composent la canopée, B) densité de gros (DHP>25 cm) Peupliers faux-trembles avec infection par le Polypore du tremble, et C) densité des gros (DHP>25 cm) chicots décidus.

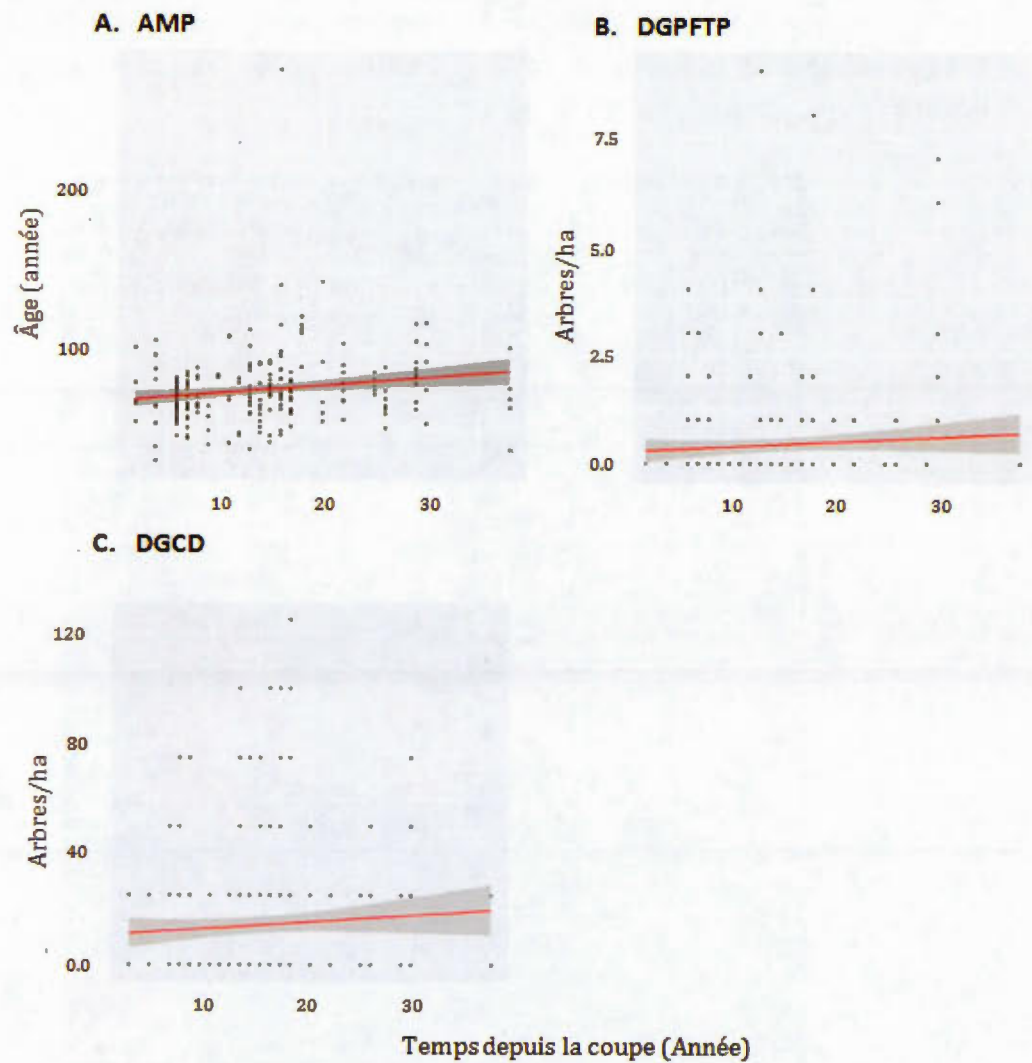


Figure 1.3 : Densité des cavités de tailles 1, 2, 3 et 4 dans les 49 habitats linéaires d'un paysage aménagé de la forêt boréale mixte en fonction du temps depuis la coupe.

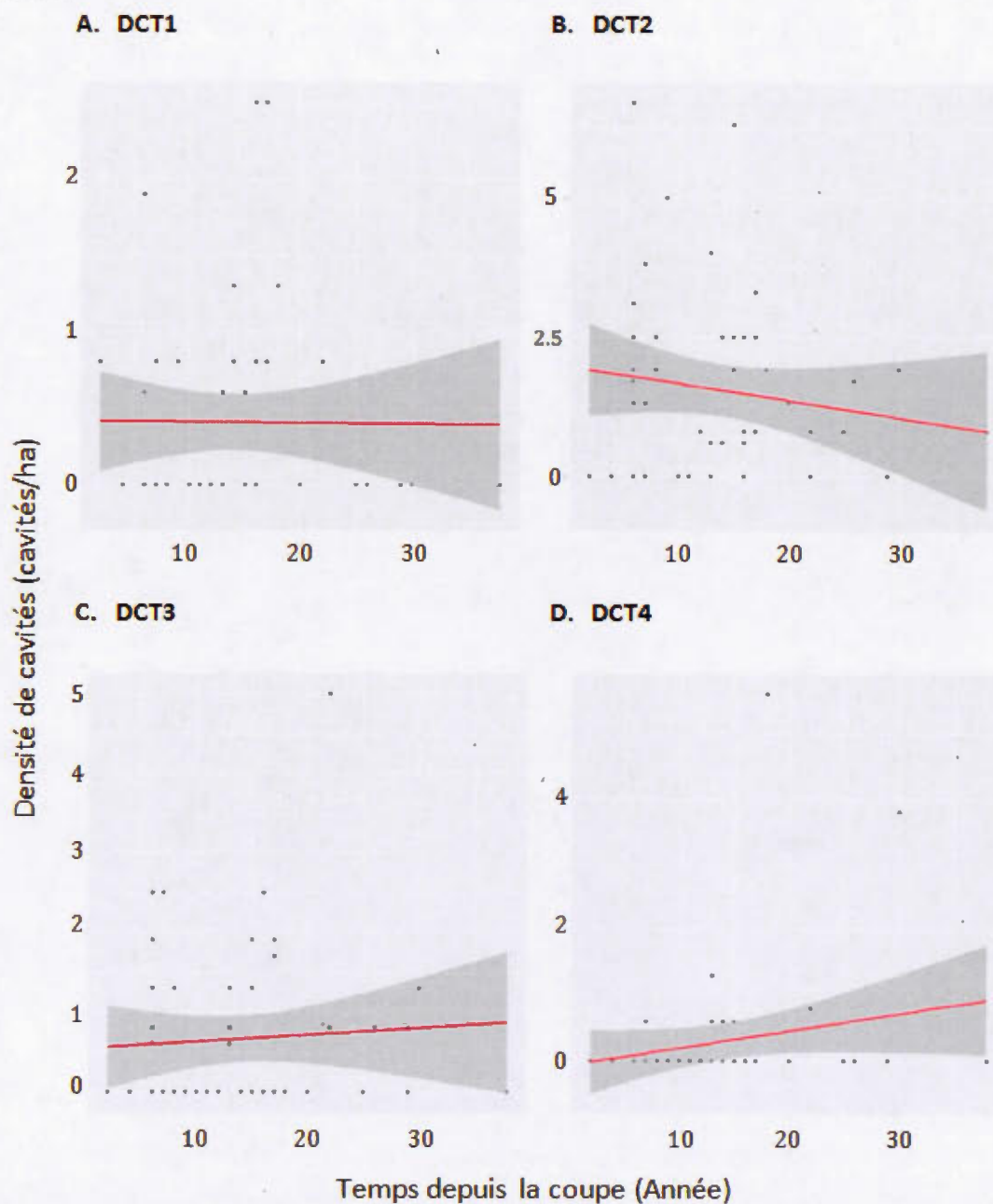
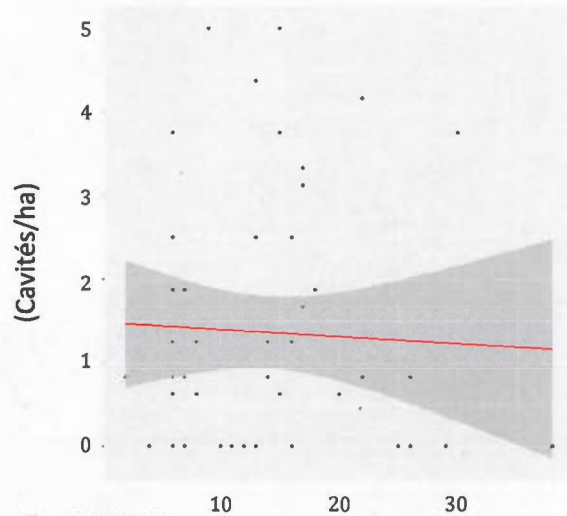


Figure 1.4 : Densité des cavités actives A) d'excavateurs primaires et B) d'utilisateurs secondaires dans les 49 habitats linéaires d'un paysage aménagé de la forêt boréale mixte en fonction du temps depuis la coupe.

A. DCAEP



B. DCAUS

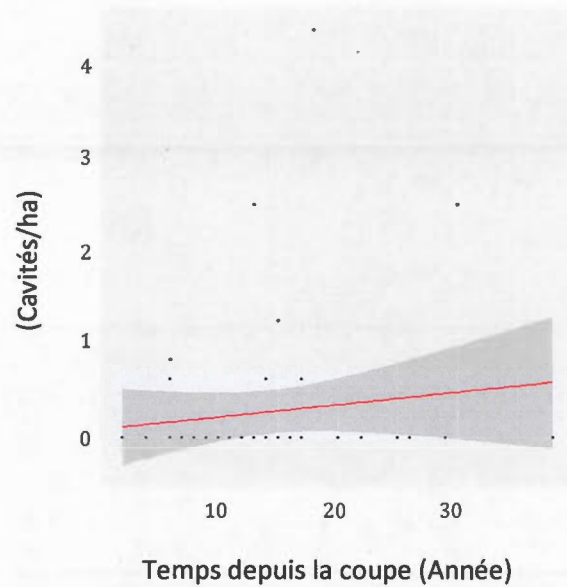
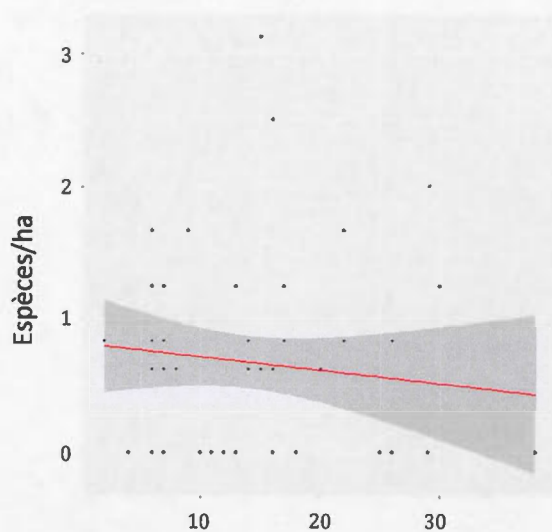
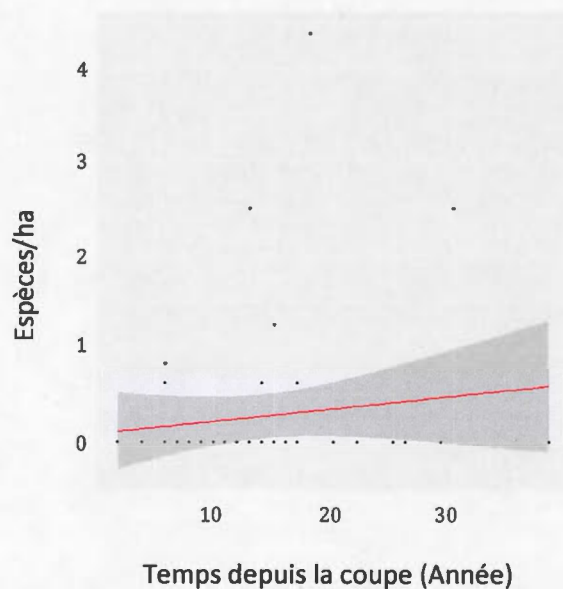


Figure 1.5 : Richesse en espèces A) d'excavateurs primaires et B) d'utilisateurs secondaires dans les 49 habitats linéaires d'un paysage aménagé de la forêt boréale mixte en fonction du temps depuis la coupe.

A. REPCA



B. RUSCA



1.9 Tableaux

Tableau 1.1 : Description des caractéristiques de l'habitat cavicole considérée dans cette étude avec le code qui leur correspond

Variables	Codes
Densité des arbres décidus tombés au sol par l'action du castor	DASC
Largeur de la bande moyenne	LBM
Âge moyen des peuplements	AMP
Densité de gros Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble	DGPFTP
Densité de gros chicots décidus (Arbres/ha)	DGCD
Densité de substrats alimentaires récents (Arbres/ha)	DSAR
Densité totale de chicots	DCH
Densité de cavités de taille 1	DCT1
Densité de cavités de taille 2	DCT2
Densité de cavités de taille 3	DCT3
Densité de cavités de taille 4	DCT4
Densité de cavités actives d'excavateurs primaires	DCAEP
Densité de cavités actives d'utilisateurs secondaires	DCAUS
Richesse des excavateurs primaires dans les cavités actives	REPCA
Richesse des utilisateurs secondaires dans les cavités actives	RUSCA
Pourcentage de recouvrement du couvert forestier	PRCF
Nombre de tiges de Sapin baumier dans l'habitat limitrophe au nid	nSAB
Nombre de tiges de Bouleau à papier dans l'habitat limitrophe au nid	nBOP
Nature (Séparateurs ou bande riveraines)	NAT
Enrésinement	RX
Hauteur de la cavité	HC
Temps depuis la coupe	TDC
Année de la nichée	AN
Présence ou absence de prédateurs autour des nids	PAP

Tableau 1.2 : Caractéristiques de la végétation dans les 49 habitats linéaires en fonction du temps depuis la coupe

Temps depuis la coupe	Séparateurs mixtes			Bandes mixtes			Séparateurs résineux			Bandes résineuses		
	0 à 10 ans	10 à 20 ans	20 ans et plus	0 à 10 ans	10 à 20 ans	20 ans et plus	0 à 10 ans	10 à 20 ans	20 ans et plus	0 à 10 ans	10 à 20 ans	20 ans et plus
Nombre de sites	49	7	7	7	7	1	5	4	5	4	4	5
DASC	34,4 ± 52,5	2,14 ± 5,67* (a)	17,86 ± 39,14 (a)	0 (a)	1,88 ± 1,14 (a)	0 (a)	3,64 ± 3,08 (a)	112,5 ± 87,2 (a)	1,88 ± 1,14 (a)	0 ± 0 (NA)	0 ± 0 (NA)	NA
LBM	67,0 ± 41,4	121,6 ± 60,4 (a)	74,9 ± 27,9 (a)	53 (a)	72,5 ± 28,8 (a)	53 (a)	44,5 ± 5,0 (a)	41,3 ± 12,8 (a)	72,5 ± 28,8 (a)	116 ± 45 (a)	68 ± 8 (a)	NA
AMP	74,1 ± 14,2	68,6 ± 6,5 (a)	81,9 ± 12,8 (a)	82,7 (a)	80 ± 6,1 (b)	82,7 (a)	55,9 ± 4,0 (a)	64,2 ± 5,0 (a)	80 ± 6,1 (b)	80,5 ± 7,9 (a)	92,9 ± 29,5 (a)	NA
DGPFTP	10,8 ± 19,9	13,6 ± 13,1 (a)	35 ± 25 (a)	5 (a)	23 ± 4,0 (a)	5 (a)	3 ± 4,5 (a)	6,3 ± 4,8 (a)	23 ± 4,0 (a)	6,7 ± 7,6 (a)	0 ± 0 (a)	NA
DGCD	16,8 ± 19,6	14,3 ± 11,0 (a)	36,8 ± 16,8 (b)	15 (ab)	14 ± 12,5 (a)	15 (ab)	12 ± 10,4 (a)	22,5 ± 16,4 (a)	14 ± 12,5 (a)	0 ± 0 (a)	6,3 ± 7,5 (a)	NA
DSAR	5,2 ± 4,5	24,3 ± 23,5 (a)	57,9 ± 20,4 (b)	30 (ab)	30 ± 2,9 (a)	30 (ab)	24 ± 11,9 (a)	15 ± 4 (a)	30 ± 2,9 (a)	16,7 ± 20,2 (a)	21,3 ± 23,5 (a)	NA
DGPSP	59 ± 75	133 ± 102 (a)	126 ± 63 (a)	110 (a)	49 ± 5,1 (a)	110 (a)	81 ± 88 (a)	40 ± 34 (a)	49 ± 5,1 (a)	28 ± 33 (a)	1,3 ± 2,5 (a)	NA
DMP	12 ± 24	31 ± 38 (a)	18 ± 25 (a)	25 (a)	0,2 ± 4,5 (a)	25 (a)	34 ± 41 (a)	2,5 ± 2,9 (a)	0,2 ± 4,5 (a)	0 ± 0 (a)	1,25 ± 2,5 (a)	NA
DGAM	31 ± 28	30 ± 26 (a)	58 ± 23 (a)	20 (a)	30 ± 2,6 (a)	20 (a)	14 ± 10 (a)	40 ± 29 (a)	30 ± 2,6 (a)	23 ± 13 (a)	29 ± 25 (a)	NA
DGAV	163 ± 81	205 ± 63 (a)	197 ± 64 (a)	110 (a)	150 ± 82 (a)	110 (a)	152 ± 77 (a)	245 ± 143 (a)	150 ± 82 (a)	143 ± 29 (a)	86 ± 34 (a)	NA
DAMR	61 ± 58	43 ± 23 (a)	36 ± 9 (a)	45 (a)	28 ± 2,1 (a)	45 (a)	24 ± 16 (a)	61 ± 48 (a)	28 ± 2,1 (a)	90 ± 75 (a)	130 ± 127 (a)	NA
DASR	101 ± 77	104 ± 71 (a)	139 ± 64 (a)	55 (a)	53 ± 30,5 (a)	55 (a)	46 ± 27 (a)	62,5 ± 22 (a)	53 ± 30,5 (a)	122 ± 95 (a)	79 ± 27 (a)	NA
DAV	631 ± 200	454 ± 120 (a)	510 ± 139 (a)	880 (b)	700 ± 154 (a)	880 (b)	505 ± 106 (a)	604 ± 152 (a)	700 ± 154 (a)	685 ± 368 (a)	786 ± 182 (a)	NA
(DAMR+DASR)/DAV	0,27 ± 0,22	0,4 ± 0,4 (a)	0,33 ± 0,18 (a)	0,11 (a)	0,11 ± 0,04 (a)	0,11 (a)	0,14 ± 0,07 (a)	0,19 ± 0,09 (a)	0,11 ± 0,04 (a)	0,33 ± 0,17 (a)	0,28 ± 0,18 (a)	NA
DGAM/DGAV	0,2 ± 0,17	0,19 ± 0,23 (a)	0,3 ± 0,1 (a)	0,18 (a)	0,19 ± 0,1 (a)	0,18 (a)	0,13 ± 0,12 (a)	0,19 ± 0,12 (a)	0,19 ± 0,1 (a)	0,16 ± 0,07 (a)	0,36 ± 0,38 (a)	NA

DASC : Densité des arbres décidus tombés au sol par l'action du castor (nb/ha), LBM : Largeur moyenne de la bande (m), AMP : Âge moyen du peuplement, DGPFTP : Densité des gros (DHP> 25 cm) Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble (nb/ha), DGCD : Densité des gros (DHP> 25 cm) chichots décidus (nb/ha), DSAR : Densité des substrats d'alimentation récents (nb/ha), DGPSP : Densité de gros (DHP> 25 cm) Peupliers faux-trembles sans polypore, DMP : Densité des Peupliers faux-trembles de taille moyenne (DHP entre 20 et 25 cm), DGAM : Densité des gros arbres morts sur pied, DGAV : densité des gros arbres vivants (Nb de tiges DHP> 10cm/ha), DAMR : densité des arbres morts récemment sur pieds (Nb de tiges DHP> 10 cm/ha), DASR : densité des arbres morts récemment au sol (Nb de tiges DHP> 10cm/ha), DAV : densité des arbres vivants (Nb de tiges DHP> 10 cm/ha).

* moyenne ± l'écart type

Les lettres qui suivent les moyennes indiquent les différences entre les traitements où a<b selon un seuil de risque $\alpha = 0,05$. Les comparaisons sont faites en fonction du temps depuis la coupe et individuellement pour chaque sous groupe (ex : séparateurs mixtes) du dispositif d'échantillonnage.

Tableau 1.3 : Oxygénation de la qualité de l'habitat cavicole (densité des cavités selon la taille, diversité de la communauté cavicole, disponibilité des arbres de nidification) dans les 49 habitats linéaires en fonction du temps depuis la coupe.

Temps depuis la coupe	Total	Séparateurs mixtes				Bandes mixtes				Séparateurs résineux				Bandes résineuses			
		0 à 10 ans	10 à 20 ans	20 ans et +		0 à 10 ans	10 à 20 ans	20 ans et +		0 à 10 ans	10 à 20 ans	20 ans et +		0 à 10 ans	10 à 20 ans	20 ans et +	
Nombre de sites	49	7	7	1		5	4	5		3	4	0		4	4	5	
Densité des cavités selon leur taille																	
DCT1	0,4 ± 0,6*	0,36 ± 0,72 (a)	0,9 ± 0,88 (a)	0 (a)		0,16 ± 0,36 (a)	0,4 ± 0,46 (a)	0,32 ± 0,44 (a)		0 ± 0 (a)	0,8 ± 1,2 (a)	NA		0,4 ± 0,5 (a)	0,6 ± 0,4 (a)	0 ± 0 (a)	
DCT2	1,5 ± 1,6	2,16 ± 0,76 (a)	2,6 ± 2 (a)	1,3 (a)		2,34 ± 3,3 (a)	1,7 ± 1,5 (a)	0,88 ± 0,9 (a)		2,1 ± 1,9 (a)	0,6 ± 0,9 (a)	NA		0,4 ± 0,9 (a)	1,0 ± 1,1 (a)	0,66 ± 0,71 (a)	
DCT3	0,7 ± 1,0	1,1 ± 0,9 (a)	0,8 ± 0,9 (a)	0 (a)		0,7 ± 1,1 (a)	0,8 ± 1,2 (a)	1,6 ± 2 (a)		0 ± 0 (a)	0,3 ± 0,7 (a)	NA		0 ± 0 (a)	0,4 ± 0,9 (a)	0,32 ± 0,44 (a)	
DCT4	0,3 ± 1,0	0 ± 0 (a)	1,2 ± 2 (a)	0 (a)		0 ± 0 (a)	0 ± 0 (a)	1,1 ± 1,6 (a)		0,2 ± 0,3 (a)	0 ± 0 (a)	NA		0 ± 0 (NA)	1 ± 1,1 (NA)	0 ± 0 (NA)	
DCTT	3,8 ± 2,7	3,6 ± 1,6 (a)	5,5 ± 2,4 (a)	1,3 (b)		3,1 ± 4,1 (a)	2,9 ± 2,5 (a)	3,9 ± 3,2 (a)		2,2 ± 2,0 (a)	1,7 ± 2,0 (a)	NA		0,8 ± 0,7 (a)	2,1 ± 1,6 (a)	1,0 ± 0,9 (a)	
Diversity de la communauté cavicole																	
DCAEP	1,36 ± 1,49	1,5 ± 1,1 (a)	3,1 ± 1,4 (a)	0,63 (a)		1,7 ± 2,1 (a)	1,5 ± 1,7 (a)	19,9 ± 1,9 (a)		1,05 ± 0,95 (a)	0,5 ± 0,6 (a)	NA		0,6 ± 0,4 (a)	0,6 ± 0,8 (a)	0 ± 0 (a)	
DCAUS	0,27 ± 0,81	0,1 ± 0,2 (a)	1,3 ± 1,6 (a)	0,63 (a)		0,2 ± 0,4 (a)	0 ± 0 (a)	0,5 ± 1,1 (a)		0 ± 0 (NA)	0 ± 0 (NA)	NA		0 ± 0 (NA)	0 ± 0 (NA)	0 ± 0 (NA)	
REPCA	0,68 ± 0,68	0,8 ± 0,3 (a)	1,2 ± 1 (a)	0 (a)		0,8 ± 0,8 (a)	0,8 ± 1,2 (a)	0,9 ± 0,6 (a)		0,42 ± 0,36 (a)	0,3 ± 0,4 (a)	NA		0,6 ± 0,4 (a)	0,4 ± 0,5 (a)	0 ± 0 (a)	
RUSCA	0,23 ± 0,65	0,1 ± 0,2 (a)	1,16 ± 1,22 (a)	0 (a)		0,2 ± 0,4 (a)	0 ± 0 (a)	0,4 ± 0,8 (a)		0 ± 0 (NA)	0 ± 0 (NA)	NA		0 ± 0 (NA)	0 ± 0 (NA)	0 ± 0 (NA)	
Disponibilité des arbres de nidification																	
DGPFTP	10,8 ± 19,9	13,6 ± 13,1 (a)	35 ± 25 (a)	5 (a)		3 ± 4,5 (a)	6,3 ± 4,8 (a)	23 ± 40 (a)		6,7 ± 7,6 (a)	0 ± 0 (a)	NA		2,5 ± 5 (a)	0 ± 0 (a)	0 ± 0 (a)	
DGCD	16,6 ± 19,6	14,3 ± 11,0 (a)	36,8 ± 16,8 (b)	15 (ab)		12 ± 10,4 (a)	22,5 ± 16,4 (a)	14 ± 12,5 (a)		0 ± 0 (a)	6,3 ± 7,5 (a)	NA		2,5 ± 2,9 (a)	35 ± 46 (a)	7,0 ± 5,7 (a)	

* moyenne ± 1 écart type

Les lettres qui suivent les moyennes indiquent les différences entre les traitements où a < b selon un seuil de risque $\alpha = 0.05$. Les comparaisons sont faites en fonction du temps depuis la coupe à l'intérieur de chaque sous groupe (ex : séparateurs mixtes) du dispositif d'échantillonnage.

DASC : Densité des arbres décidus tombés au sol par l'action du castor (nb/ha), LBM : Largeur moyenne de la bande (m), AMP : Âge moyen du peuplement, DGPFTP : Densité des gros (DHP > 25cm) Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble (nb/ha), DGCD : Densité des gros (DHP > 25cm) chicots décidus (nb/ha), DCT1 : Densité de cavité de taille 1, DCT2 : Densité de cavité de taille 2 (nb/ha), DCT3 : Densité de cavité de taille 3 (nb/ha), DCT4 : Densité de cavité de taille 4 (nb/ha), DCTT : Densité de cavité de toutes tailles (nb/ha), DCAEP : Densité des cavités actives d'excavateurs primaires (nb/ha), DCAUS : Densité des cavités actives d'utilisateurs secondaires (nb/ha), REPCA : Richesse des excavateurs primaires dans les cavités actives (nb d'sp/ha), RUSCA : Richesse des utilisateurs secondaires dans les cavités actives (nb d'sp/ha).

Tableau 1.4 : Nombre de cavités actives trouvées pour chaque espèce dans les habitats linéaires durant à l'été 2014.

Sous groupes	Total	SEP	BAN	Mixte	RES	TDC = 0_10	TDC = 10_20	TDC = 20+
Nb. de sites	49	22	27	29	20	19	19	11
Superficie inventoriée (ha)	68	35,2	32,8	41,2	26,8	26,8	27,2	14
PIMA	23	18	5	23	0	8	12	3
PIFL	7	4	3	7	0	1	4	2
PICH	2	0	2	1	1	2	0	0
PIDN	1	0	1	0	1	1	0	0
PIMI	3	2	1	3	0	1	1	1
GRPI	2	2	0	2	0	0	2	0
SIPR	5	1	4	4	1	2	3	0
METN	1	0	1	0	1	1	0	0
ECRO	3	3	0	3	0	0	3	0
GRPO	5	4	1	5	0	2	3	0
GAOO	2	1	1	2	0	0	1	1
HACO	3	2	1	3	0	0	2	1
CAsp	6	4	2	6	0	0	4	2
CRAM	2	2	0	2	0	0	2	0

PIMA : Pic maculé, PIFL : Pic flamboyant, PICH : Pic chevelu, PIDN : Pic à dos noir, PIMI: Pic mineur, GRPI: Grand Pic, ECRO: Écureuil roux, METN: Mésange à tête noire, GRPO: Grand polatouche, SIPR: Sitelle à poitrine rousse, GAOO : Garrot à œil d'or, HACO : Harle couronné, CAsp : Anatidae dont l'espèce n'a pas pu être confirmée, CRAM : Crécerelle d'Amérique, SEP : Séparateur, BAN : Bande riveraine, Mixte : Composition avec au moins 20 % de tiges feuillues, RES : Composition à plus de 80% résineuse, TDC = 0_10 : Temps depuis la coupe entre 0 et 10 ans, TDC = 10_20 : Temps depuis la coupe entre 10 et 20 ans, TDC = 20+ : Temps depuis la coupe de plus de 20 ans.

Tableau 1.5 : Modèles retenus par sélection ascendante pour expliquer les caractéristiques de l'habitat cavicole dans les 49 habitats linéaires.

	Abondance et richesse de la communauté cavicole					Densité des cavités actives par taille					Disponibilité des substrats de nidification										
	DCAEP	AIC (w)(ΔAIC)	DCAUS	AIC (w)(ΔAIC)	REPCA	AIC (w)(ΔAIC)	RUSCA	AIC (w)(ΔAIC)	DCT1	AIC (w)(ΔAIC)	DCT2	AIC (w)(ΔAIC)	DCT3	AIC (w)(ΔAIC)	DCT4	AIC (w)(ΔAIC)	DGPFTP	AIC (w)(ΔAIC)	DGCD	AIC (w)(ΔAIC)	
Modèles globaux	6 DGCD + AMP + NAT + DGPFTP + LBM + TDC	180.3 (ΔAIC = 7.9)	6 DGCD + AMP + NAT + DGPFTP + LBM + TDC	110.6 (ΔAIC = 9.1)	6 DGCD + AMP + NAT + DGPFTP + LBM + TDC	38.8 (ΔAIC = 4.4)	6 DGCD + AMP + NAT + DGPFTP + LBM + TDC	100.0 (ΔAIC = 8)	5 DGCD + AMP + NAT + DGPFTP + TDC	100.0 (ΔAIC = 8)	6 DGCD + NAT + DGPFTP + LBM + TDC	188.2 (ΔAIC = 6.3)	6 DGCD + AMP + NAT + DGPFTP + LBM + TDC	153.9 (ΔAIC = 10.9)	6 DGCD + AMP + NAT + DGPFTP + LBM + TDC	89.4 (ΔAIC = 6.8)	7 NAT + LBM + AMP + DASC + RX + TDC + AMP	366.0 (ΔAIC = 4.1)	5 NAT + LBM + AMP + RX + TDC	1557.3 (ΔAIC = 3.3)	
	0 null	181.6 (ΔAIC = 9.2)	0 null	104.7 (ΔAIC = 3.2)	0 null	100.1 (ΔAIC = 65.7)	0 null	97.5 (ΔAIC = 5.5)	0 null	190.5 (ΔAIC = 8.6)	0 null	143.4 (ΔAIC = 0.4)	0 null	143.4 (ΔAIC = 0.4)	0 null	140.0 (ΔAIC = 57.4)	0 null	369.3 (ΔAIC = 7.4)	0 null	1561.8 (ΔAIC = 7.8)	
Modèles nuls	2 DGPFTP + AMP	172.4 (0.5)[0]	3 DGPFTP + AMP + LBM	101.5 (0.55)[0]	1 DGCD	34.4 (0.31)[0]	3 DGPFTP + LBM + NAT	92 (0.65)[0]	2 DGCD + AMP	181.9 (0.3)[0]	3 DGPFTP + AMP + NAT	181.9 (0.3)[0]	1 DGCD	143 (0.99)[0]	3 DGPFTP + AMP + LBM	82.6 (0.39)[0]	3 LBM + NAT + DASC	361.9 (0.27)[0]	1 RX	1554 (0.58)[0]	
	1 DGPFTP	172.4 (0.5)[0]	3 DGPFTP + LBM + NAT	102.9 (0.26)[1.4]	2 DGPFTP + DGCD	35 (0.22)[0.6]	4 DGPFTP + LBM + DGCD + NAT	94 (0.21)[2]	1 AMP	182.8 (0.19)[0.9]	4 AMP + DGCD + NAT + DGPFTP	182.8 (0.19)[0.9]	4 AMP + DGCD + NAT + DGPFTP	182.8 (0.19)[0.9]	3 DGPFTP + AMP + NAT	84.2 (0.18)[1.6]	2 NAT + DASC	362.6 (0.19)[0.7]	2 RX + TDC	1556 (0.28)[2.0]	
Modèles retenus par sélection ascendante.	2 DGPFTP + LBM		2 DGPFTP + LBM	103.7 (0.18)[2.2]	1 DGPFTP	36.3 (0.12)[1.9]	5 DGPFTP + LBM + AMP + DGCD + NAT	95 (0.13)[3]	1 DGCD	183.9 (0.11)[2]	2 DGPFTP + AMP	183.9 (0.11)[2]	2 DGPFTP + AMP	183.9 (0.11)[2]	4 DGPFTP + TDC + LBM + AMP	85.0 (0.12)[2.4]	2 LBM + NAT	363.2 (1.0)[1.3]			
	3 DGPFTP + DGCD + AMP		3 DGPFTP + DGCD + AMP	61 (0.08)[6.3]		36.7 (0.10)[2.3]	4 DGPFTP + LBM + AMP + DGCD	96 (0.13)[3]		184.6 (0.08)[2.7]	3 AMP + NAT + DGCD	184.6 (0.08)[2.7]	3 AMP + NAT + DGCD	184.6 (0.08)[2.7]	2 DGPFTP + LBM	86.1 (0.07)[3.5]	2 LBM + DASC	363.4 (1.1)[1.5]			
	2 DGPFTP + DGCD		2 DGPFTP + DGCD	63.1 (0.02)[7.4]		37.2 (0.07)[2.8]	3 DGPFTP + LBM + DGCD	97 (0.07)[2.8]	3 DGPFTP + AMP + DGCD	184.7 (0.07)[2.8]	3 DGPFTP + AMP + DGCD	184.7 (0.07)[2.8]	3 DGPFTP + AMP	184.7 (0.07)[2.8]	2 DGPFTP + AMP	86.2 (0.07)[3.6]	1 NAT	363.7 (1.1)[1.8]			
	2 DGPFTP + AMP		2 DGPFTP + AMP	63.9 (0.00)[9.2]		37.3 (0.07)[2.9]	3 DGPFTP + LBM + AMP	98 (0.05)[3.6]	5 DGPFTP + TDC + DGCD + AMP + NAT	185.5 (0.05)[3.6]	5 DGPFTP + TDC + DGCD + AMP + NAT	185.5 (0.05)[3.6]	4 DGPFTP + TDC	185.5 (0.05)[3.6]	4 DGPFTP + AMP + NAT + TDC	86.8 (0.05)[4.2]	1 LBM	363.8 (1.1)[1.9]			
	1 DGPFTP		1 DGPFTP	64.0 (0.00)[9.3]		37.3 (0.07)[2.9]	2 DGPFTP + LBM	99 (0.04)[4.2]	4 DGPFTP + TDC + DGCD + AMP	186.05 (0.04)[4.2]	4 DGPFTP + TDC + DGCD + AMP	186.05 (0.04)[4.2]	3 DGPFTP + LBM + TDC	87.2 (0.04)[4.6]	3 DGPFTP + LBM + TDC	87.2 (0.04)[4.6]					
						42.5 (0.01)[8.1]	2 DGPFTP + DGCD	100 (0.02)[5.4]	1 DGPFTP	186.8 (0.03)[4.9]	1 DGPFTP	186.8 (0.03)[4.9]	3 DGPFTP + AMP + TDC	87.5 (0.03)[4.9]	3 DGPFTP + AMP + TDC	87.5 (0.03)[4.9]					
						44.8 (0.00)[10.4]	1 DGPFTP	101 (0.02)[5.6]	3 DGCD + DGPFTP + TDC	187.0 (0.02)[5.1]	3 DGCD + DGPFTP + TDC	187.0 (0.02)[5.1]	2 DGPFTP + TDC	88.2 (0.02)[5.6]	2 DGPFTP + TDC	88.2 (0.02)[5.6]					
								2 DGCD + DGPFTP	187.3 (0.02)[5.4]	2 DGCD + DGPFTP	187.3 (0.02)[5.4]	2 DGCD + DGPFTP	187.3 (0.02)[5.4]	1 DGPFTP	88.3 (0.02)[5.7]	1 DGPFTP	88.3 (0.02)[5.7]				
								2 NAT + DGCD	187.5 (0.02)[5.6]	2 NAT + DGCD	187.5 (0.02)[5.6]	2 NAT + DGCD	187.5 (0.02)[5.6]	2 NAT + AMP	187.5 (0.02)[5.6]	2 NAT + AMP	187.5 (0.02)[5.6]				
								1 DGCD	187.7 (0.02)[5.8]	1 DGCD	187.7 (0.02)[5.8]	1 DGCD	187.7 (0.02)[5.8]	2 DGPFTP + NAT	187.7 (0.02)[5.8]	2 DGPFTP + NAT	187.7 (0.02)[5.8]				
								1 NAT	189.7 (0.01)[7.8]	1 NAT	189.7 (0.01)[7.8]	1 NAT	189.7 (0.01)[7.8]	1 NAT	189.7 (0.01)[7.8]	1 NAT	189.7 (0.01)[7.8]				

DCT1 : Densité de cavité de taille 1, DCT2 : Densité de cavité de taille 2, DCT3 : Densité de cavité de taille 3, DCT4 : Densité de cavité de taille 4, DCAEP : Densité des cavités actives d'excavateurs primaires, DCAUS : Densité des cavités actives d'excavateurs secondaires, REPCA : Richesse des excavateurs primaires dans les cavités actives, RUSCA : Richesse des excavateurs secondaires dans les cavités actives, DGPFTP : Densité de gros peupliers faux-trembles infectés par le Polyphore du tremble, DGCD : Densité des gros chloctés déduits, AMP : Âge moyen du peuplement, NAT : Nature de la bande entre séparateur et bande riveraine, RX : pourcentage du couvert forestier composé de résineux, TDC : Temps depuis la coupe, LBM : Largeur moyenne de la strate supérieure par des essences résineuses, AIC : Critère d'information d'Akaike et entre parenthèses le poids d'Akaike (w) et le delta d'AIC (ΔAIC). Les meilleurs modèles explicatifs pour chaque variable réponse sont en gras et le nombre de variables de chaque modèle est aussi présenté en gras.

Tableau 1.6 : Inférence multimodèles avec intervalles de confiance à 95% (sur les modèles retenus par sélection ascendante) montrant les variables affectant significativement la qualité de l'habitat cavicole dans les habitats linéaires de la forêt boréale aménagée

Groupe de variables réponses	Variables réponses	Variables explicatives significatives	Estimé pondéré	Erreur type inconditionnelle	IC à 95%
Densité des cavités	DCT1	Aucune	NA	NA	NA
	DCT2	AMP	-0,04	0,02	(-0,07 -0,01)
	DCT3	Aucune	NA	NA	NA
	DCT4	DGPFTP	0,04	0	(0,03 0,05)
Abondance et richesse de la communauté	DCAEP	DGPFTP	0,04	0.01	(0,02 0,06)
	DCAUS	DGPFTP	0,04	0	(0,03 0,04)
	REPCA	Aucune	NA	NA	NA
	RUSCA	DGPFTP	0,03	0	(0,02 0,03)
Disponibilité des substrats de nidification	DGPFTP	Aucune	NA	NA	NA
		TDC	0,1	0.04	(0,02 0,18)
	DGCD	RX	-0,02	0.01	(-0,04 -0,01)

DCT1 : Densité de cavité de taille 1, DCT2 : Densité de cavité de taille 2, DCT3 : Densité de cavité de taille 3, DCT4 : Densité de cavité de taille 4, DCAEP : Densité des cavités actives d'excavateurs primaires, DCAUS : Densité des cavités actives d'utilisateurs secondaires, REPCA : Richesse des excavateurs primaires dans les cavités actives, RUSCA : Richesse des utilisateurs secondaires dans les cavités actives, DGPFTP : Densité de gros peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble, DGCD : Densité des gros chicots décidus, DSAR : Densité des substrats d'alimentation récents, AMP : Âge moyen du peuplement, NAT : nature de la bande entre séparateur et bande riveraine, DTCH : Densité totale de chicots, RX : pourcentage du couvert forestier composé de résineux, TDC : Temps depuis la coupe.

*= la variable explicative a un effet significatif sur la variable réponse selon un seuil de signification $\alpha = 0.05$

1.10 Annexe

Tableau 1.7 : Classe de taille des cavités et les excavateurs qui leur sont associées

Classe de taille	Espèces excavatrices	Aires de l'ouverture de la cavité
1	Pic mineur	8,26
	Sitelle à poitrine rousse	8,3
2	Pic maculé	12,3
	Pic chevelu	16,9
	Pic à dos noir	21,9
3	Pic flamboyant	34,6
4	Grand Pic	80,07

Source : Base de données du laboratoire de Pierre Drapeau.

CHAPITRE 2

PERSISTANCE DE L'ACTIVITE REPRODUCTRICE DU PIC MACULÉ DANS LES HABITATS LINÉAIRES EN FORÊT BORÉALE AMÉNAGÉE

Plouffe-Leboeuf, Antoine^[1] et Drapeau, Pierre^[1] .

^[1] Université du Québec à Montréal, département des sciences biologiques, Centre
d'Étude de la Forêt (CEF).

Résumé

Au cours des trente dernières années, l'aménagement de la forêt boréale du Québec, a entraîné l'apparition d'un nombre croissant d'habitats forestiers résiduels de configuration linéaire (séparateurs de coupes et bandes riveraines). Pour évaluer la capacité de ces habitats à conserver une faune associée aux vieilles forêts, nous avons suivi l'activité reproductrice du Pic maculé une espèce clé dans le réseau de la faune utilisatrice de cavités de la forêt boréale de l'Est du Canada. De 2008 à 2014 nous avons échantillonné en Abitibi, 59 habitats linéaires (30 à 180 m de large) de 0 à 35 ans après coupe. Des inventaires systématiques ont permis de trouver les nids actifs et des suivis réguliers au moyen d'une caméra montée sur une perche télescopique ont permis de mesurer le succès de reproduction et la productivité. Nos résultats montrent; 1) une productivité comparable à celle obtenue dans les forêts continues de la même région, 2) une productivité qui ne varie pas significativement en fonction du temps depuis la coupe. Dans les agglomérations de coupes, les habitats linéaires jouent donc un rôle important d'habitat de reproduction pour le Pic maculé qui est persistant dans le temps.

2.1 Introduction

Les écotones et bordures entre deux écosystèmes ont longtemps été considérés comme bénéfiques pour la faune car on y observait une forte abondance de plusieurs espèces fauniques (Leopold 1933). Toutefois, les travaux réalisés ces trente dernières années sur la faune dans les écosystèmes fragmentés par les activités humaines (notamment par l'agriculture) ont sévèrement critiqué cette idée en mettant de l'avant le fait que les succès de reproduction et d'appariements diminuaient fortement après un certain temps suivant la création de bordures en identifiant la cause probable comme étant la forte pression provenant de la prédation et du parasitisme du Vacher à tête brune que subit la faune entre autres en fonction du nombre accru de bordure générés par la fragmentation (Paton 1994; Robinson et al., 1995; Yahner 1988).

La plupart des études sur la prédation des nids dans les bordures ont toutefois été réalisées dans des fragments résiduels de la forêts ayant l'agriculture comme agent de perturbation principal (Gates et Gysel, 1978; Wilcove et al., 1986; Andren et Angelstam, 1988). À ce sujet, une étude de Huhta et al. (1996) indique qu'un «effet de bordure» sur la prédation des nids semble s'opérer principalement dans les matrices agricoles, mais ne semble pas agir dans les matrices de coupes forestières. Schmiegelow et Mönkönnen (2002) font un constat similaire pour les effets de bordures dans les territoires aménagés de la forêt boréale Holoarctique.

Les fluctuations de populations fauniques sujettes à la perturbation de leur habitat par la récolte forestière ont fait l'objet de plusieurs travaux de recherche dans les dernières décennies (Dussault et al., 1998; Imbeau et al., 1999; Drapeau et al., 2000, 2003, 2009; Potvin et al., 1999; Thompson et al., 2003; Ferron et St-Laurent, 2005; Etcheverry et al., 2005; Potvin et al., 2005). Les espèces aviaires associées aux forêts âgées qui subissent la fragmentation de leur habitat ne sont pas

toutes affectées de la même manière. Certaines y sont plus tolérantes que d'autres. En forêt boréale, les perturbations naturelles de petites et de grandes échelles sont fréquentes et les oiseaux qui s'y reproduisent pourraient conséquemment être plus résilients aux modifications anthropiques de leur habitat (Schmiegelow et al., 1997).

En forêt boréale, la famille des Picidés est considérée un bon indicateur de l'impact de la foresterie sur la diversité aviaire entre autre en raison de son rôle clé dans l'excavation de cavités propices à la nidification et au gîte d'un réseau complexe d'espèces cavicoles (Mikusinski et Angelstam, 1998; Mikusinski et al., 2001; Imbeau et al., 2001; Aubry et Raley, 2002; Virkkala 2006; Roberge et Angelstam (2006); Drever et al., 2008). Dans la forêt boréale mixte de l'est du Canada, le Pic maculé (*Sphyrapicus varius*) est l'espèce la plus commune de la famille des Picidae. Elle est associée aux forêts mixtes âgées et elle est l'espèce excavatrice qui produit le plus grand nombre de cavités (Schieck et Song 2006; Cadieux 2011). Savignac et Machtans (2006) regroupent d'ailleurs le Pic maculé, le Peuplier faux-tremble et le Polypore du tremble en un complexe d'espèces clés de voute en forêt boréale mixte.

Plusieurs études ont montré que le Pic maculé montre des exigences spécifiques d'habitat pour son alimentation et sa nidification (Kilham 1971; Tate 1973; Nappi et al., 2015). Savignac et Machtans (2006) ont remarqué que les exigences du Pic maculé pour occuper un habitat particulier sont autant liées à la disponibilité en substrats adéquats de nidification qu'à la disponibilité de la ressource alimentaire. En forêt boréale mixte, les cavités du Pic maculé se trouvent presque exclusivement dans les Peupliers faux-trembles (*Populus tremuloides*) sénescents d'un fort diamètre (>25cm), dont le cœur est carié et avec une forte incidence d'infection par le Polypore du tremble (*Phellinus tremulae*) (Kilham 1971; Runde et Capen, 1987; Martin et Eadie, 1999; Cadieux 2011; Ouellet-Lapointe et al.,

2012). Durant la nidification, le Pic maculé approvisionne ses jeunes à partir d'arthropodes que les adultes glanent sur les troncs des arbres et qu'ils complémentent avec de la sève provenant du phloème qu'ils obtiennent en creusant de petits trous (communément appelés "puits de sève") dans l'écorce (Eberhardt 2000; Bédard 2013).

En forêt boréale, la coupe forestière traditionnelle inclut généralement de la coupe à blanc spatialement agglomérée ainsi qu'une rotation courte des périodes de récolte (Franklin et al., 2002). Ces pratiques génèrent des paysages à structures forestières équiennes dont les forêts résiduelles constituent les derniers legs de forêts âgées dans le système (Bergeron et Gauthier, 1999; Gauthier et al., 2008). Depuis 1987, le Règlement sur les Normes d'Interventions (RNI) dans les forêts du domaine de l'État au Québec force le tenant d'un permis d'exploitation à conserver entre deux aires de coupe un séparateur de 60 à 125 m de largeur d'une superficie de 8 et 10 ha (selon les dimensions des aires déboisées adjacentes), ainsi que des bandes riveraines de 20 à 30 m de part et d'autre des cours d'eau. La forme et l'arrangement spatial de ces bandes de vieilles forêts résiduelles les rendent particulièrement sensibles aux effets de bordure et d'isolement (Fahrig 2003). Plusieurs études montrent que, pour les séparateurs de coupes de moins de 60 m et pour l'ensemble des bandes riveraines, l'effet de bordure s'étend dans leur intégralité (Mascarúa López et al., 2006; Boucher et al., 2011). Ces lisières anthropiques sont sensibles aux forts vents tel que montré par un très haut taux de chablis dans les bordures adjacentes à des coupes forestières récentes (Franklin et Forman, 1987; Ruel et al., 2001; Mascarúa López et al., 2006; Boudreault et al. 2012). À mesure que l'âge de la bordure augmente, la réponse de l'écosystème se complexifie suivant les différents patrons de réactions de chaque espèce (Matlack 1993; Esseen et Renhorn, 1998). Plusieurs études ont d'ailleurs montré que les

effets de bordure étaient fortement dynamiques dans le temps (Lovejoy 1986; William-Linera 1990; Esseen 1994 ; Hagan et al., 1996; Kapos et al., 1997).

Trois ans après la coupe, Darveau et al. (1995) ont observé que les oiseaux de forêt d'intérieur étaient significativement sous-représentés dans les habitats linéaires tandis que les espèces d'oiseaux ubiquistes étaient surreprésentées. Toutefois, les études récentes de Bédard (2013) et de Lapointe (2010) documentant la situation de la faune cavicole dans les habitats linéaires du Québec ont montré que ces habitats linéaires réussissent efficacement à conserver les Pics maculés dans les paysages aménagés. Les connaissances actuelles sur l'occupation des habitats linéaires par les oiseaux forestiers ont toutefois peu abordé la question de la persistance de leur utilisation de ces habitats dans le temps. La persistance ou non de l'occupation des habitats linéaires par la faune forestière peut s'avérer critique pour la dynamique régionale de ses populations alors que ces habitats représentent les seuls refuges de forêts âgées dans des territoires aménagés dont la superficie domine maintenant la plupart des régions de la forêt boréale de l'est du Canada (Belleau et al., 2007; Drapeau et al., 2009). Il apparaît donc important de déterminer si ces habitats permettent ou non aux populations d'espèces associées aux forêts âgées de se reproduire avec un succès comparable tant dans les premières années suivant leur création que plusieurs décennies après la coupe. Autrement dit, la persistance dans le temps d'activités reproductives et de succès reproducteurs de la faune dans les habitats linéaires est indicatrice de leur capacité à exercer une fonction de relais pivot dans la démographie régionale de ces oiseaux, compte tenu des longs délais temporels à retrouver un couvert forestier propice à la croissance des populations d'oiseaux forestiers. Dans sa revue de littérature, Andrén (1994) mentionne que la majorité des études sur l'impact de la fragmentation sur les oiseaux forestiers donnent des informations figées dans le temps qui permettent

une compréhension très limitée de la dynamique spatio-temporelle. Le fait de ne pas pouvoir inclure la dimension temporelle à la planification forestière incluant un processus de conservation d'habitats en forêt aménagée pose problème (MRNFPQ, 2003). Pour combler ce manque de connaissances, la présente étude a pour objectif de mesurer l'activité reproductrice du Pic maculé dans les habitats linéaires de vieilles forêts suivant un gradient de temps depuis la coupe.

2.2 Aire d'étude et méthodologie

L'étude s'est déroulée en forêt boréale mixte aménagée de l'Ouest de l'Abitibi dans le domaine bioclimatique de la sapinière à Bouleau blanc (Saucier et al., 1998). La succession forestière en sapinière à Bouleau blanc s'amorce par la croissance rapide des espèces pionnières que sont le Peuplier faux-tremble, le Peuplier baumier (*Populus alba*), le Bouleau à papier et le Pin gris (*Pinus banksiana*). Cette composition se complexifie au fil du temps par l'émergence d'espèces tolérantes à l'ombre comme le Sapin baumier, l'Épinette blanche (*Picea glauca*) et l'Épinette noire (*Picea mariana*) (Harvey et al., 2002). La région à l'étude fait partie de la grande ceinture d'argile qui est caractérisée par ses dépôts lacustres provenant des lacs proglaciaires Barlow et Ojibway (Vincent et Hardy, 1977; Leduc et Harvey, 1999). La température annuelle moyenne y est de 0,6°C et les précipitations annuelles moyennes de 822,7 mm (Environnement Canada 2008). La forêt mature (>70 ans) dominée par les peupliers correspond à 60% du couvert forestier total dans la forêt aménagée (MRNFPQ, 2010). Les âges (temps depuis le dernier feu) des peuplements forestiers de la région à l'étude vont de 53 à 237 ans (Dansereau et Bergeron, 1993). Sur le territoire de l'étude, les prédateurs de cavités suivants ont été préalablement répertoriés: le Petit polatouche (*Glaucomys volans*), le Grand

polatouche (*Glaucomys sabrinus*), la Martre d'Amérique (*Martes americana*), le Vison d'Amérique (*Neovison vison*), la Belette à longue queue (*Mustela frenata*), *Mustela* sp., le Raton laveur (*Procyon lotor*), l'Ours noir (*Ursus americanus*), Serpents sp., le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) et le Troglodyte familial (*Troglodytes aedon*) (Paclík et al., 2009; Cadieux 2011; Ouellet-Lapointe 2012; Bédard 2013)

2.2.1 Dispositif d'échantillonnage

Les stations échantillonnées sont situées dans un secteur avoisinant la forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet, à 45 km au Nord-Ouest de Rouyn-Noranda (48°27'N, 79°27'W) dans un territoire forestier aménagé de façon équiennne en agglomérations de coupes totales séparées par des habitats linéaires résiduels ayant entre 1 et 35 ans (Figures 2.1). Ces habitats linéaires résiduels de vieilles forêts sont principalement de deux types: des séparateurs de coupe et des bandes riveraines. Des bandes provenant de coupes ayant entre 2 et 38 ans ont été sélectionnées pour établir un patron temporel de temps depuis la récolte. Au total, le dispositif d'échantillonnage comportait 10 sites de composition mixte avec dominance de Peupliers faux-trembles pour les années 2008 à 2013 et 49 sites dont 29 mixtes et 20 résineux pour l'année 2014. Les habitats linéaires sélectionnés avaient des attributs similaires en ce qui a trait à leur structure forestière (couvert forestier de plus de 12 m), et à l'âge des peuplements (plus de 60 ans). Ce type de couvert forestier est connu pour sa grande qualité quant aux arbres à cavités pouvant être utilisés par le réseau cavicole de la forêt boréale de l'est du Canada (Drapeau et al., 2009; Cadieux 2011; Ouellet-Lapointe et al., 2012). La largeur des habitats linéaires sélectionnées allait de 29 à 195 m. Tous les sites de l'étude sont considérés comme indépendants car ils sont séparés entre eux par un minimum de 500 m. La sélection des bandes et des sites échantillonnées s'est faite à partir de cartes forestières et d'images satellitaires au moyen d'un système d'information

géographique (SIG, ESRI). Ce sont aussi les images satellites qui ont permis de déterminer l'histoire de coupe.

Les données de densité des nids proviennent d'inventaires systématiques faits exclusivement dans les 49 sites de 2014. Ces sites avaient 1,6 ha dans les 22 séparateurs de coupe échantillonnés et 1,2 ha dans les 27 bandes riveraines échantillonnées. Les configurations spatiales de ces sites étaient variables pour épouser les formes naturelles des différents habitats linéaires. Au début du printemps (mois de mai-juin), chacun des sites a fait l'objet de deux rondes d'inventaires dont le but était de repérer tous les nids présents à l'intérieur de leur périmètre. Les inventaires ont été réalisés entre le lever du soleil et 14h00 pour maximiser les chances de détections des oiseaux et pour précéder le début de la période de reproduction du Pic maculé. Pour maximiser les chances de trouver les cavités, les inventaires systématiques ont été réalisés par deux observateurs munis de jumelles d'approche et marchant chacun une moitié longitudinale de placette aller-retour. La durée des inventaires a été contrôlée: entre 1 h 30 et 2 h 30 dans les bandes riveraines et entre 2 h et 3 h dans les séparateurs. La température devait être supérieure à 0°C, il ne devait pas y avoir de précipitations majeures et la vitesse du vent ne devait pas excéder 20km/h. Pour faciliter le repérage des nids, une attention particulière a été portée: aux bruits singuliers que provoque l'excavation des cavités, aux copeaux d'excavation qui se trouvent généralement au sol à proximité de l'arbre excavé et aux déplacements des excavateurs. Lorsqu'un Pic maculé était repéré, l'observateur le prenait en chasse et le suivait jusqu'à ce qu'il trouve son nid ou jusqu'à ce qu'il le perde de vue. Plus tard dans la saison de reproduction, les cris des jeunes et les aller-retour au nid que font les parents pour alimenter les jeunes ont aussi été utiles pour localiser les nids. Chaque arbre à cavités a été identifié par un marqueur métallique et par un géoréférencement à

l'aide d'un appareil GPS (Martin et Eadie, 1999). Ensuite, l'utilisation de caméras télescopiques (Sandpiper Technologies, Manteca, Calif.) a servi à filmer l'intérieur des cavités. Ces visites à la caméra ont servi à identifier les cavités servant de site de nidification pour un couple nicheur de l'année en cours (cavité active). Les données récoltées sur la nidification du Pic maculé dans les habitats linéaires recoupent des suivis de nidification réalisés dans le cadre du présent projet mais également de projets précédents (Ouellet-Lapointe 2010; Bédard 2013) réalisés entre 2008 et 2015.

Suite à la découverte d'une cavité active, un suivi régulier (une visite chaque 3-4 jour) avec caméra a été entrepris. Chacune de ces visites servait à; faire un dénombrement des jeunes vivants et morts, permettre de noter le stade développemental des jeunes et établir une estimation de leur âge (Bavrlie 2009). Le suivi s'est fait jusqu'à l'envol des jeunes. La dernière visite avant l'envol devait se faire minimum 22 jours après l'éclosion des œufs. Cet âge correspond à 80% de la durée totale après éclosion (Bavrlie 2009).

2.2.2 Caractérisation de l'habitat

La caractérisation de l'habitat a été faite en considérant 3 échelles : l'échelle du peuplement, l'échelle de l'habitat limitrophe au nid et l'échelle de l'arbre de nidification (Mahon et al., 2007). À l'échelle du peuplement, l'échantillonnage a permis de caractériser les conditions de structure de la végétation adjacente aux habitats linéaires en fonction du temps depuis la coupe. Il a été réalisé à l'intérieur de placettes circulaires (400m^2 avec un rayon de 11,2 m) distribuées de façon systématique dans les sites (5 placettes par site). Nous y avons mesuré les caractéristiques des arbres de >10 cm de DHP (Cooke et Hannon, 2012). Les données suivantes ont été récoltées pour chaque arbre: l'espèce, le diamètre à hauteur de

poitrine de l'arbre à cavité, la hauteur de la cavité (DHP), le nombre de carpophores de Polypore du tremble dans le cas du Peuplier faux tremble, la présence de traces d'alimentation de Pic maculé et le stade de dégradation des tiges. De plus, des mesures spécifiques à chaque placette ont été prises: un pourcentage de recouvrement par strate de hauteur et un pourcentage d'enrésinement par strate de hauteur (Drapeau et al., 2003). Pour mesurer l'âge des peuplements, nous avons réalisé une collecte d'échantillons au moyen d'une sonde de Pressler sur des arbres représentatifs de la strate supérieure dominante du couvert forestier à l'intérieur des placettes (2 arbres carottés par placette de végétation : 10 arbres carottés par habitat linéaire résiduel). Le dénombrement du nombre de cernes sur chacune des carottes a permis de déterminer l'âge des arbres et par extension des peuplements.

Un effort particulier a été consacré à mesurer la présence ou l'absence de prédateurs potentiels dans chaque peuplement. Pour ce faire, des points d'écoute d'une durée de 10 minutes ont été réalisés dans chacune des placettes pendant le printemps 2016 (Chavel et al., 2017). Ces points d'écoute ont pour objectif l'obtention d'une information sur la présence auditive des prédateurs potentiels tels l'écureuil roux et le tamia rayé dans les sites. Pour l'échelle de caractérisation des caractéristiques d'habitats limitrophes aux nids, un échantillonnage de placettes (400m²) centrées sur les arbres de nidification a porté sur la récolte des mêmes variables que celles récoltées à l'échelle du peuplement. Finalement, les variables récoltées à l'échelle de l'arbre à cavité et de la cavité elle-même comprenaient : le DHP, le pourcentage d'écorce de l'arbre à cavité, le nombre de fructifications du Polypore du tremble, le degré de dégradation (voir Cadieux 2011). De plus, en 2014, une collecte de carottes faite à l'aide d'une sonde de Pressler sur les arbres de nidification utilisés dans nos sites d'étude depuis 2008 a permis de déterminer l'âge des arbres sélectionnés par le Pic maculé pour leur nidification.

2.3 Analyses statistiques

Nous avons d'abord fait une comparaison statistique (test de Student) entre la densité de nids, le succès de reproduction (selon la méthode de Mayfield décrite plus bas) et le nombre moyen de jeunes à l'envol observés dans les habitats linéaires et ceux observés dans les massifs forestiers en combinant les données provenant des travaux de Lapointe (2010) et Bédard (2013) (Figure 2.2).

2.3.1 Sélection ascendante de modèle

Pour analyser l'effet du temps depuis la coupe sur ces trois paramètres de la reproduction dans les habitats linéaires, une approche par sélection ascendante de modèle avec inférence multi-modèle a été réalisée à l'aide du package AICcmodavg (Version 2.0-3, Mazerolle 2012) dans le logiciel R (Version-3.1.1). Cette approche utilise la théorie de l'information au moyen du critère d'Akaike qui permet de déterminer si l'ajout d'une variable au modèle améliore sa capacité à expliquer la variable réponse (Burnham et Anderson, 2002) en intégrant la notion de parcimonie en pénalisant l'ajout de chaque variable supplémentaire dans les modèles. Les modèles sont composés de variables qui tiennent compte des exigences du Pic maculé pour la nidification et pour l'élevage des jeunes jusqu'à l'envol. Les variables incluses dans la sélection de modèle ont été sélectionnées selon les exigences du Pic maculé pour occuper un habitat particulier: disponibilité en substrats adéquats de nidification, disponibilité de la ressource alimentaire, effet de l'âge du peuplement, configuration spatiale de l'habitat résiduel et pression potentielle de prédation (Savignac et Machtans, 2006) (Tableau 2.3). De plus, elles renvoient à 3 échelles spatiales: l'échelle du peuplement résiduel, de l'habitat limitrophe au nid et du nid lui-même.

Pour la première étape de la sélection de modèle ascendante, le critère d'Akaike a permis de hiérarchiser les modèles univariés (composés chacun de l'une des variables mentionnées précédemment) suivant leur capacité à expliquer la variable réponse. Les modèles univariés représentant ensemble un poids d'Akaike de plus de 90% ont été retenus pour la suite. Ensuite, le même principe a été effectué en testant si l'ajout de chacune des variables individuellement aux modèles retenus à l'étape précédente permettait de créer un nouveau modèle ayant une valeur d'AIC plus petite que le modèle concurrent à une variable. Les modèles à deux variables ainsi retenus ont ensuite fait l'objet de la même démarche et ainsi de suite jusqu'à ce que l'ajout d'aucune variable ne permette d'améliorer la valeur explicative des modèles.

Une fois la sélection de modèle complétée, une analyse par inférence multimodèle (à travers l'ensemble des modèles retenus) avec intervalle de confiance à 95% a permis de déterminer quelles sont les variables explicatives qui ont un effet significatif sur les variables réponse. Ces intervalles de confiance proviennent des valeurs de moyennes pondérées (pondération faite selon le poids d'Akaike de chaque modèle) et d'erreurs types inconditionnelles. Ces valeurs ont été obtenues en utilisant la fonction « modavg » du package AICcmodavg (Version 2.0-3, Mazerolle 2012).

2.3.2 Densité des nids

La densité des nids dans les 49 habitats linéaires correspond au nombre de nids par hectare provenant exclusivement de l'échantillonnage fait en 2014 ($N = 49$) car les inventaires des années 2008 à 2013 ont été faits sensiblement différemment.

Pour analyser quelles sont les variables qui ont un effet sur la densité des nids de Pic maculé dans les habitats linéaires, les variables suivantes ont été incluses

dans la sélection ascendante de modèle: la densité des gros (DHP>25cm) Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble (DGPFTP), l'âge moyen des peuplements (AMP), Arbres avec traces d'alimentation dans l'habitat limitrophe (Alim), la nature de l'habitat linéaire (séparateur/bande riveraine)(NAT), la densité des gros chicots décidus (DGCD), le temps depuis la coupe (TDC), la largeur moyenne des habitats linéaires (LBM). Ces variables ont servi à former des modèles linéaires avec distributions normales.

2.3.3 Succès reproducteur

Pour le calcul du succès reproducteur, nous avons préconisé l'emploi de la méthode de Mayfield (Taux de survie journalier ^{Durée de la nidification = 41;} taux de survie journalier = $1 - (\text{Nb d'échecs total} / \text{Total des jours suivis})$). Cette méthode permet de tenir compte d'un biais potentiel provenant du fait que les nids n'ont pas tous été trouvés au même stade de la nidification (Mayfield 1975). Une cavité qui réussissait à mener au moins un jeune à l'envol a été considéré comme un succès alors que celles qui ne permettaient à aucun jeune de s'envoler ont été déterminées comme des échecs. La durée théorique de la nidification a été déterminée à 41 jours (13 jours de couvaison, et 28 jours d'élevage au nid (Walters et al., 2002).

Pour analyser l'influence du temps depuis la coupe sur le succès de reproduction des couples nicheurs, les variables suivantes ont été incluses dans la sélection ascendante de modèle: le nombre de tiges de boulot à papier (nBOP), le nombre de tiges de Sapin baumier (nSAB), la densité de gros (DHP>25cm) Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble dans l'habitat limitrophe au nid (DGFTPHL), l'année de la nichée (AN), le temps depuis la coupe (TDC), la hauteur de la cavité (HC) et le nombre de prédateurs entendus dans l'habitat linéaire (PRED).

Comme proposé par Shaffer (2004), ces variables ont servi à former des modèles linéaires avec distribution binomiale avec exposition logistique.

2.3.4 Productivité

La notion de productivité fait ici référence au nombre de jeunes qui survivent jusqu'à un stade développemental de 80% de leur séjour au nid (22^e jour après l'éclosion). Le nombre de jeunes présents à la dernière visite avant l'envol a donc été utilisé comme valeur de productivité de la nichée. Les échecs de nidification n'ont pas été considérés dans l'analyse de la productivité pour tenter d'exclure l'effet de la prédation qui est déjà analysé dans l'analyse du succès reproducteur.

Pour l'analyse de la productivité, les variables suivantes ont été incluses: le nombre de tiges de boulot à papier (nBOP), le nombre de tiges de Sapin baumier (nSAB), la densité de gros (DHP>25cm) Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble dans l'habitat limitrophe au nid (DGFTPHL), l'année de la nichée (AN) et le temps depuis la coupe (TDC). Ces variables ont servi à former des modèles linéaires avec distributions normales.

2.4 Résultats

Cinquante neuf nids et 1539 jours de suivis de nidification ont permis de documenter l'activité de reproduction des Pics maculés. Les arbres de nidification carottés (N = 33) avaient entre 66 et 153 ans ($\mu = 89,2 \pm 20,8$; médiane = 85). L'âge moyen des peuplements échantillonnés variait entre 56 et 136 ans ($\mu = 74,1 \pm 14,2$). La surface terrière moyenne des Peupliers faux-trembles (DHP>25cm) dans les habitats linéaires échantillonnées était de $29,0 \pm 47,5\text{m}^2/\text{ha}$ et le nombre moyen de

Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble était de $10,8 \pm 29,8$ peupliers/ha. Toutefois, ces mesures de tendances centrales ne sont probablement pas les meilleurs indices pour dresser un portrait général car la répartition des Peupliers faux-trembles infectés ou non était fortement asymétrique à travers l'ensemble des bandes échantillonnées.

2.4.1 Densité des nids

La densité des nids de Pic maculé dans les habitats linéaires en 2014 était de $0,26 \pm 0,45$ nid/ha. Les modèles retenus par sélection ascendante sont présentés au tableau 2.4. L'analyse par inférence multimodèle avec intervalle de confiance à 95% indique que la seule variable qui a un effet significatif sur la densité des nids est la DGPFTP (moyenne pondéré = 0,01; IC à 95% = (0,01 0,02); Tableau 2.5). Le temps depuis la coupe (TDC) n'a pas d'effet significatif sur la densité des nids du Pic maculé (moyenne pondéré = 0; IC à 95% = (-0,01 0,01)). Donc la densité des nids du Pic maculé augmente avec la densité des gros Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble dans l'habitat linéaire.

2.4.2 Succès reproducteur

En comparant le succès observé dans notre étude (79% Succès) à celui mesuré dans les massifs lors de l'étude de Bédard en 2013 ($N = 34$; $82,4 \pm 4,4$) on observe que les deux valeurs sont comparables (Figure 2.2). Le même constat s'opère en comparant la productivité de notre étude ($N = 59$; $3,3 \pm 1,6$) avec celle de Bédard (2013) dans les massifs ($N = 78$; $3,5 \pm 0,4$) (Figure 2.2).

Les modèles retenus par sélection ascendante sont présentés au tableau 2.4. L'analyse par inférence multimodèle avec intervalle de confiance à 95% indique qu'aucune variable testée n'a montré d'effet significatif sur le succès reproducteur

est la DGPFTP (Tableau 2.5) et incidemment que le temps depuis la coupe (TDC) n'a pas d'effet significatif sur le succès reproducteur du Pic maculé (moyenne pondérée = 0; IC à 95% = (0,0 0,0)).

Les points d'écoute sur les prédateurs potentiels ont montré qu'il y avait en moyenne $2,2 \pm 1,2$ Écureuil roux dans les habitats linéaires. Nous avons détecté la présence d'au moins un écureuil roux dans 90% des habitats linéaires échantillonnés. Des *Tamias* rayés ont aussi été entendus dans une grande proportion de bandes (35%), mais comme ils ne sont pas clairement identifiés comme des prédateurs de cavités, ils n'ont pas été considérés dans les analyses sur la reproduction.

2.4.3 Productivité

La productivité moyenne observée pour l'ensemble des nids ($N = 59$; $3,3 \pm 1,6$ jeunes/nids) n'est pas significativement différente ($p\text{-value} = 0.55$) de celle observée dans les massifs forestiers ($N = 78$; $3,5 \pm 0,4$) mesurée par Bédard (2013).

Les modèles retenus par sélection ascendante sont présentés au tableau 2.5. L'analyse par inférence multimodèle avec intervalle de confiance à 95% indique que les seules variables qui ont un effet significatif sur la productivité des nichées sont la DGPFTPHL (moyenne pondérée = 0,17, IC à 95% = (0,08 0,27) Tableau 2.5) et l'année de la nichée (moyenne pondérée = 0,11, IC à 95% = (0,04 0,18) Tableau 2.5). Le temps depuis la coupe (TDC) n'a pas d'effet significatif sur la densité des nids du Pic maculé (moyenne pondérée = 0,01; IC à 95% = (-0,03 0,05)). Donc la productivité de cette espèce a augmenté de 2008 à 2014 et elle augmente avec la densité des gros Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble dans l'habitat limitrophe au nid.

2.5 Discussion

Les résultats de notre étude suggèrent que les conditions d'habitat des habitats linéaires des paysages aménagés par agglomération de coupes en forêt boréale mixte offrent des conditions de nidification adéquates pour maintenir les populations de Pic maculé tant en ce qui a trait au succès reproducteur, qu'à leur productivité, ce qui vient corroborer les résultats de Bédard (2013) obtenus pour la même région d'étude. En couvrant toutefois un spectre plus étendu d'habitats linéaires quant au temps depuis la coupe, nous montrons que la qualité de ces habitats (mesurés par des paramètres démographiques fins) pour l'excavateur de petites cavités le plus abondant en forêt boréale mixte de l'Est du Canada, persiste dans le temps, du moins jusqu'à près de 35 ans après la coupe. La densité des nids, le succès et la productivité sont donc demeurés élevés sur l'ensemble de nos habitats linéaires indépendamment du temps depuis leur coupe (Figure 2.3). Les effets abiotiques et biotiques de bordures provenant du vent et des effets de microclimat – qui auraient pu induire des dommages structuraux incluant la chute massive des arbres, la réduction du couvert forestier (Harper 2002), la modification de la disponibilité des ressources (lumière, eau, nutriments) et des changements dans la structure et la composition des strates arbustives inférieures (Matlack 1993) – n'ont pas eu l'effet de réduire la capacité des adultes à trouver un substrat de nidification adéquat et à mener leur nichée à terme en utilisant les ressources alimentaires disponibles dans ces habitats ainsi que dans les agglomérations de coupes adjacentes (Bédard 2013). Le nombre de jeunes à l'envol est demeuré élevé dans l'ensemble des habitats linéaires étudiés. Nos résultats vont plus loin que ceux de Doyon et al. (2005) qui ont observé que l'occurrence du Pic maculé dans les habitats linéaires des agglomérations de coupes de la forêt tempérée feuillue était

semblable à celle dans des massifs forestiers non récoltés. Nos travaux ainsi que ceux de Bédard (2013) montrent clairement que ces habitats sont autant utilisés pour la reproduction du Pic maculé que les massifs continus de forêts boréales mixtes et que les individus nicheurs de cette espèce ont une productivité comparable à ceux des massifs forestiers dans des environnements naturels qui ne sont pas affectés par la coupe. Qui plus est, nos travaux montrent que les habitats linéaires offrent un habitat de qualité au Pic maculé qui persiste plusieurs décennies après la coupe, indiquant en ce sens le potentiel élevé de ces habitats à assurer leur fonction de refuge pour la faune cavicole durant une révolution complète (70 – 90 ans).

2.5.1 Densité des nids

La densité des nids de Pic maculé que nous avons observée (0.26 nid/ha) est proche de ce que Bédard (2013) a observé dans les massifs forestiers (0.23 nid/ha; Figure 2.2) et le temps depuis la coupe n'avait aucun effet sur ce paramètre (Figure 2.3A). Lapointe (2010) et Bédard (2013) ont observé des densités de nids actifs respectivement de deux à deux fois et demie plus élevées dans les habitats linéaires du paysage aménagé que dans la forêt naturelle. Ces fortes densités peuvent en partie être expliquées par le fait que leurs dispositifs d'échantillonnage respectifs dans le paysage aménagé (12 bandes réparties sur 25 km²) étaient localisés dans des peuplements très fortement dominés par des Peupliers faux-trembles de fort diamètre et sénescents, l'arbre à cavités le plus utilisé par le Pic maculé en forêt boréale mixte (Ouellet-Lapointe 2010; Cadieux 2011; Cooke et al., 2012). Ces très fortes densités témoignent donc possiblement de conditions forestières exceptionnelles.

Dans notre étude, les sites d'échantillonnage ont été choisis dans le but de couvrir la diversité de la composition des peuplements retrouvés dans les habitats linéaires des agglomérations de coupe en incluant, en plus des forêts feuillues et mixtes, une proportion d'habitats linéaires dominés par des peuplements résineux (20/49) et nous avons de plus mesuré l'activité reproductrice des pics sur un plus grand nombre de habitats linéaires (49 bandes) réparties sur un vaste territoire (375km^2). Nos résultats de densité de nids sont donc davantage représentatifs que les densités optimales retrouvées dans les peuplements de vieux Peupliers faux-tremble car ils présentent une plus grande gamme de conditions forestières que les pics peuvent rencontrer dans les agglomérations de coupe.

Cooke (2009) a aussi documenté l'impact de la fragmentation de l'habitat par la coupe sur les Pucidés dans la plaine boréale de l'Alberta. Cinq années après une récolte spatialement-agglomérée, elle a observé le maintien dans le paysage des quatre espèces excavatrices clés associées aux vieilles forêts des hautes terres. La densité des cavités actives de Pic maculé y avait toutefois diminuée par rapport à ce qui est normalement observé dans les forêts non-récoltées. La forêt résiduelle de nos paysages aménagés est toutefois différente de celle étudiée en Alberta par Cooke. Dans notre territoire d'étude, la rétention d'habitats était principalement de forme linéaire, alors qu'en Alberta, on privilégie le principe de rétention variable de formes et de tailles d'habitats, incluant la rétention par pied d'arbre ou par bouquets d'arbres (Cooke et Hannon, 2012).

Par ailleurs, peu de temps après la coupe forestière, une croissance subite et forte de la densité des oiseaux forestiers « crowding effect » peut les amener à se concentrer dans les habitats résiduels se situant à proximité de leur territoire d'origine (Andren 1994; Darveau et al. 1995; Schmiegelow et al., 1997; Debinski et Holt 2000). Cette concentration des populations dans les habitats résiduels se

résorbe habituellement 5 ans après coupe (Darveau et al., 1995). Dans notre étude, un seul des 49 sites échantillonné avait moins de 4 ans et pourrait donc être sous l'influence de cet effet de croissance rapide de densité de nicheurs dans nos sites.

2.5.2 Prédation et succès reproducteur

Les résultats de notre étude montrent que le succès reproducteur du Pic maculé est élevé dans l'ensemble des habitats linéaires et ce, indépendamment du temps depuis leur création.

Il est documenté que l'élément principal expliquant la diminution du succès de reproduction aviaire dans les habitats de bordures est une augmentation de la prédation par rapport à celle de la forêt d'intérieur (Wilcove 1985). Une étude de Huhta et al (1998) suggère d'ailleurs que l'utilisation des cavités comme site de nidification sert justement à diminuer le risque de prédation. Nos résultats montrent que malgré la forte présence de l'Écureuil roux dans les habitats linéaires, ces derniers ne semblent pas exercer une forte pression de prédation sur les nids de Pic maculé. Ce constat est en accord avec les travaux de (Boulet et al., 2003) qui semblent indiquer qu'il n'y a pas d'augmentation de la prédation dans les habitats linéaires du domaine bioclimatique de la pessière à mousses dans la forêt boréale. De plus, les observations de Darveau et al. (1997) montrent que dans un paysage de la sapinière à Bouleau blanc de l'est du Québec, la prédation des nids de passereaux est relativement faible et qu'il n'y a pas d'évidence que l'aménagement forestier seul, mène à une augmentation du taux de prédation des nids. L'augmentation de la prédation des nids dans les bordures forestières est d'ailleurs un phénomène qui a été critiqué par plusieurs auteurs (Andren, 1994; Hanski et al., 1996; Bayne et Hobson, 1997; Song et Hannon 1999).

Tous les prédateurs de nids ne réagissent pas de la même manière à la fragmentation de l'habitat (Paton 1994). Une compréhension complète de la réponse des prédateurs à la fragmentation exige un regard holistique tenant compte des communautés locales de prédateurs ainsi que de la nature singulière de leurs interactions avec leur écosystème respectif (Tewksbury et al., 1998; Chalfoun et al., 2002). La fragmentation des habitats peut faire varier la prédation des nids de trois manières principales: Une introduction de prédateurs généralistes ainsi qu'un effet temporaire de concentration des prédateurs peuvent tout deux augmenter la prédation des nids, alors qu'une diminution du nombre de prédateurs locaux peut quant à elle réduire la prédation des nids (Andrén 1995 ; Tewksbury et al., 1998). Nos résultats ne montrent pas d'introduction de nouveaux prédateurs dans les habitats linéaires, mais montrent une forte concentration (présent dans 90% des habitats linéaires) du prédateur local qu'est l'Écureuil roux et cette observation va dans le sens des travaux de Bayne et Hobson (2000) qui montrent que l'Écureuil roux est très abondant dans les habitats résiduels d'un paysage de forêt boréale mixte fragmenté par l'agriculture.

Les oiseaux qui nichent dans les cavités sont moins vulnérables à la prédation que les autres oiseaux nicheurs (Wesołowski et Tomialojc, 2005; Huhta et al 1998) et ceux d'entre eux, comme le Pic maculé, qui excavent eux-mêmes leur cavité le sont encore moins (Martin et Li, 1992). Par ailleurs, dans notre étude, la hauteur des cavités de nidification n'a pas influencé le succès de reproduction contrairement à ce qui a été observé dans d'autres études (Li et Martin, 1991). Le fait que les autres prédateurs de nids présumés n'aient pas été entendus lors des points d'écoute ne signifie pas nécessairement qu'ils en soient absents. La technique des points d'écoute a été éprouvée pour son efficacité à détecter la présence des Écureuils roux (Chavel et al., 2017), mais elle n'a pas été validée pour les autres prédateurs.

Des observations visuelles de Crécerelles d'Amérique, de Grands polatouches, de Grands pics et d'Ours noirs ont d'ailleurs été faites lors des inventaires systématiques dans les habitats linéaires étudiées, mais n'ont pas été inclus dans l'analyse.

2.5.3 Productivité

La productivité observée à travers l'ensemble des nids suivis de l'étude ($3,28 \pm 1,55$ jeunes) n'est pas différente de celle qui a été observée dans d'autres études sur la reproduction du Pic maculé dans les massifs naturels ($\mu = 3,9$; Tozer et al., 2011) ($\mu = 2,72$; Eberhardt 1994) et le temps depuis la coupe n'a pas d'effet sur ce paramètre démographique (Figure 2.3B). Les Pics maculés ont besoin d'une densité élevée de tiges de Bouleau à papier (*Betula papyrifera*; Savignac et Machtans, 2006) et de Sapin baumier (*Abies balsamea*; Bédard (2013) pour leur alimentation. Ces deux espèces sont très abondantes dans l'ensemble des habitats linéaires de notre étude et leur présence pourraient donc ne pas être limitante.

On aurait pu s'attendre à ce que la configuration linéaire des habitats linéaires complique le nourrissage des jeunes en entraînant des dépenses énergétiques plus élevées pour les adultes qui parcourent de plus grandes distances pour s'approvisionner en nourriture (Elchuk et Wiebe, 2003; Renken et Wiggers, 1989). Dans l'élevage, les adultes se trouvent à faire des allers-retours entre la source alimentaire et la cavité de nidification et la forme optimale de leur territoire de recherche de nourriture devrait donc avoir une forme circulaire ayant le nid en son centre (Orians et Pearson, 1979). Tozer (2010) a documenté la taille du territoire du Pic maculé 5.3 ± 1.3 ha et la distance qui séparaient les nids intra-spécifiques adjacents 229 ± 59 m dans des massifs dominés par le Peuplier faux-tremble. Il est probable que les forêts résiduelles forcent la mise en place d'habitats vitaux plus

grands. Considérant que la dimension du domaine vital des pics est en relation avec l'arrangement spatial des ressources alimentaires situées autour du site de nidification (Renken et Wiggers, 1989; Elchuk et Wiebe, 2003), on s'attendrait à ce que la taille des domaines vitaux des Pics maculés soit plus grande dans les matrices forestières très fragmentées que dans la forêt continue. Toutefois, comme le Pic maculé a un domaine vital relativement petit, il est probable que les habitats linéaires soient suffisamment larges pour ne pas nuire au nourrissage. D'ailleurs, Franzreb (1983) parle du Pic maculé comme d'une espèce capable d'adapter ses comportements d'alimentation face à des changements dans la structure d'habitat ou dans la composition végétale et cette faculté lui confère possiblement des qualités de résilience lui permettant de mieux résister à la transformation anthropique de son habitat.

À ce sujet, Bédard (2013) a d'ailleurs observé que les couples nicheurs de Pics maculés allaient se nourrir dans les parterres de coupe en utilisant l'Aulne rugueux (*Alnus incana*) comme arbres à sève. Dans notre étude, les bandes dont la coupe était récente avaient des parterres adjacents dont la régénération était inférieure à 1 m de haut et celles dont la coupe était ancienne avaient une régénération qui pouvait monter jusqu'à plus de 6 mètres de haut. Cette situation aurait pu permettre de favoriser la productivité en augmentant la disponibilité en substrats alimentaires dans les bandes dont la coupe est plus ancienne (O'Neill et Holmes, 1996; Seki et Takano, 1998; Duguay et al., 2000), mais ce n'est pas ce qui a été observé. Nos résultats semblent donc indiquer que la disponibilité alimentaire ne serait pas un élément limitant à l'établissement et au bon déroulement de l'élevage dans les habitats linéaires. D'ailleurs, Bédard (2013) note que l'abondance et la répartition des arbres à sève dans le milieu ne semblent pas être une contrainte à la nidification du Pic maculé.

Le regroupement d'espèces souvent appelé «espèces de bordure» est généralement associé à l'augmentation de la complexité végétale des habitats de bordure et/ou au besoin d'utiliser simultanément les deux types d'habitats qui se trouvent de part et d'autre de la bordure (Yahner, 1988; Matlack et Litvaitis 1999). Imbeau et al (2003) discutent de la distinction entre les vraies espèces de bordure (probablement rares) et les espèces qui y trouvent leur compte en certaines circonstances, notamment chez les oiseaux. Nos résultats tendent à placer le Pic maculé dans la deuxième catégorie.

2.5.4 Implications pour un aménagement écosystémique

Le maintien de la densité de nids, du succès reproducteur et de la productivité des Pics maculés dans les habitats linéaires, et ce, indépendamment du temps depuis la coupe dans les habitats linéaires indique que ces habitats conservent leur qualité pour le Pic maculé au fil du temps. Notre étude n'a pas permis d'identifier d'effets de bordures qui pourraient avoir un effet au fil du temps sur l'écologie du Pic maculé dans les habitats linéaires. Au chapitre 1 nous documentons plus précisément l'évolution temporelle de la communauté cavicole dans les habitats linéaires en y faisant un constat similaire: les habitats linéaires demeurent des habitats de qualité pour la faune cavicole et résistent bien à la forte exposition au vent, aux effets de bordure biotiques et abiotiques et à la fragmentation du couvert forestier mature et âgé.

Savignac et Machtans (2006) avancent que les Pics maculés ne devraient normalement pas se trouver dans les peuplements de moins de 90 ans. Toutefois, notre carottage systématique des peuplements forestiers et des arbres à cavités montre plutôt que la sénescence des arbres peut commencer plus tôt qu'à 90 ans. Les mesures de tendance centrale pour l'âge des arbres de nidification ($n = 33$; $\mu =$

89.15 ± 20.8 ans; médiane = 85 ans; minimum = 66 ans) indiquent que plus de la moitié des couples nicheurs choisissent des substrats de nidification de moins de 85 ans et que des arbres aussi jeunes que 66 ans peuvent servir de substrat de nidification pour les Pics maculés. Ces arbres ont en commun d'être affectés par la carie blanche du tremble, les rendant facilement creusables. Ainsi, des peuplements qui étaient préalablement considérés comme trop jeunes pour la faune cavicole pourraient être utilisés dépendamment de la sénescence des arbres.

Il est à noter que le Pic maculé est l'espèce excavatrice du réseau cavicole qui a le plus petit domaine vital et qui sélectionne des forêts résiduelles ayant une superficie minimum de 5 ha (Savignac et Machtans, 2006; Cooke et al., 2010). Pour ces raisons, il est possible que les constats qui sont faits pour cette espèce ne soient pas nécessairement transposables aux autres espèces excavatrices – comme le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) – qui ont parfois des domaines vitaux beaucoup plus grands (250 ha pour le Grand Pic; Bonar 2001).

2.5.5 Portée et limites de l'étude

Dans la perspective d'intégrer la conservation et le maintien de l'intégrité écologique aux plans d'aménagement, il est souvent pertinent de se concentrer sur des espèces pouvant agir comme indicateurs de diversité (Landres et al., 1988; Simberloff 1998; Fleishman et al., 2005; Drapeau et al., 2009). Il existe toutefois des avis divergents remettant cette approche en question (voir Payton et al., 2002).

Selon ce que Johnson (2007) et Fuller et al. (2012) concluent dans leur ouvrage respectif, il serait préférable lors de l'évaluation de la qualité de l'habitat, de considérer trois grands facteurs: la taille de la population, le succès reproducteur et la survie des individus. Notre étude se concentre sur les activités de reproduction et n'inclue pas de prises de données directes sur la taille des populations. Cet

élément a toutefois été indirectement abordé via nos inventaires de densité des nids. Ensuite, les patrons de dispersion et la survie des jeunes après l'envol, qui demeurent des facteurs très peu connus chez les pics, n'ont pas été évalués dans le cadre de la présente étude. La mesure de paramètres démographiques tels la survie des adultes et la survie des jeunes exige des connaissances fines sur les individus par le biais d'une prise de données directes sur les individus via leur capture, leur bagage, au moyen de méthodes telles que la télémétrie. Pouvoir suivre les individus d'année en année pourrait nous permettre de déterminer si la sélection des habitats linéaires est d'avantage associée à un ensemble de caractères individuels particuliers (âge, dominance, poids, taille). Cela permettrait aussi de confirmer si les couples nichant dans les habitats linéaires sont fidèles à leur site de nidification d'année en année.

2.6 Conclusion

À l'échelle régionale, les habitats linéaires en forêt boréale mixte permettent de maintenir des populations de Pics maculés dans les agglomérations de coupe et cette persistance ne diminue pas en fonction du temps depuis la coupe. Les effets négatifs de bordure (chablis, dessiccation, pression de prédation accrue) ne semblent pas affecter la valeur sélective (fitness) des individus de pics maculés considérant les succès reproducteurs ainsi que le nombre moyen de jeunes atteignant l'âge d'envol dans les habitats linéaires, et ce même plus de trente ans après leur création. La densité des nids reste élevée lorsque l'habitat possède des substrats de nidifications adéquats. Le taux d'échec demeure relativement faible dans l'ensemble des bandes malgré une forte présence d'Écureuil roux. De plus, les habitats linéaires offrent une disponibilité suffisante en substrats alimentaires pour

permettre au Pic maculé d'amener un nombre élevé de jeunes jusqu'à l'envol (Bédard 2013). Il semblerait donc que les habitats linéaires soient des habitats dont la qualité persiste dans le temps pour le Pic maculé.

Plusieurs études ont démontré que la création d'habitats ouverts restreint les mouvements des oiseaux forestiers (Machtans et al., 1996; Desrochers et Hannon, 1997; Rail et al., 1997; Bélisle et al., 2001). Entre autres, la dynamique d'une population d'une espèce donnée peut être directement influencée par la configuration de l'habitat et notamment par sa connectivité (Dunning et al., 1992). Dans ce contexte, les habitats résiduels linéaires (en plus d'être des habitats de qualité en soi) peuvent également favoriser le déplacement de la faune constituant ainsi une solution efficace pour maintenir et restaurer la connectivité des paysages perturbés par l'activité anthropique (Dunning et al., 1995; Machtans et al., 1996; Beier et al., 1998). Bien que la notion de connectivité de la matrice résiduelle de vieilles forêts n'ait pas été au centre de l'élaboration des plans d'aménagement, la création d'habitats linéaires qui en a découlé pourrait aussi agir en ce sens.

La situation du Pic maculé dans les paysages aménagés avec rétention de parcelle résiduelles de forêts âgées telle que documentée dans cette étude et appuyée par d'autres travaux (Ouellet-Lapointe 2010; Cooke et Hannon, 2012; Bédard 2013) semble à tout le moins argumenter en ce sens.

Référence du chapitre 2

- Andren, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : a review. *Oikos*, 71(3), 355–366.
- Andren, H., & Angelstam, P. (1988). Elevated Predation Rates as an Edge Effect in Habitat Islands : Experimental Evidence. *Ecology*, 69(2), 544–547.
- Aubry, K. B., & Raley, C. M. (2002). The Pileated Woodpecker as a Keystone Habitat Modifier in the Pacific Northwest. *USDA Forest Service Gen Tech*, 257–274.
- Bavrlig, K. (2009). *The effects of partial harvesting on cavity-nesting birds in the carolinian forests of southwestern ontario: habitat responses and species interactions*. Trent University, Master Thesis.
- Bayne, E., & Hobson, K. (2000). Relative use of contiguous and fragmented boreal forest by red squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus*). *Canadian Journal of Zoology*, 78(3), 359–365.
- Bayne, E. M., & Hobson, K. a. (1997). Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology*, 11(6), 1418–1429.
- Bédard, S. (2013). *Qualité des parcelles d'habitat résiduel des paysages aménagés en forêt boréale mixte pour la reproduction et l'alimentation du Pic maculé (sphyrapicus varius)*. Université du Québec à Montréal, Mémoire de maîtrise.
- Beier, P., Noss, R. F., & Nosst, R. F. (1998). Do Habitat Corridors Provide Connectivity ? *Conservation Biology*, 12(6), 1241–1252.
- Bélisle, M., Desrochers, A., & Fortin, M. (2001). Influence of forest cover on the movements of forest birds : a homing experiment. *Ecology*, 82(7), 1893–1904.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A., & Gauthier, S. (1999). Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *The Forestry Chronicle*, 75(1).
- Bonar, R. (2001). *Pileated Woodpecker Habitat Ecology in the Alberta Foothills*. University of Alberta, PHD thesis.
- Boucher, Y., St-Laurent, M.-H., & Grondin, P. (2011). Logging-Induced Edge and Configuration of Old-Growth Forest Remnants in the Eastern North American Boreal Forests. *Natural Areas Journal*, 31(3), 300–306.
- Boulet, M., Darveau, M., & Bélanger, L. (2003). Nest predation and breeding activity

- of songbirds in riparian and nonriparian black spruce strips of central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 922–930.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference. A practical Information-theoretic approach*. (Springer-Verlag New York, Ed.) (2nd ed.). New-York.
- Cadieux, P. (2011). *Dynamique de la faune cavicole le long d'un gradient d'âge en forêt boréale mixte de l'est de l'amérique du nord*. Université du Québec à Montréal, Mémoire de maitrise.
- Chalfoun, A. D., Thompson, F. R., & Ratnaswamy, M. J. (2002). Nest Predators and Fragmentation : a Review and Meta-Analysis. *Conservation Biology*, 16(2), 306–318.
- Chavel, E., Mazerolle, M., Imbeau, L., & Drapeau, P. (2017). Comparative evaluation of three sampling methods to estimate detection probability of American red Squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus*). *Mammalian Biology*, 83: 1-9.
- Cooke, H. A. (2009). *Do aggregated harvests with structural retention conserve cavity users in old forest in the boreal plains ?* University of Alberta, PHD thesis.
- Cooke, H. A., & Hannon, S. J. (2012). Nest-site selection by old boreal forest cavity excavators as a basis for structural retention guidelines in spatially-aggregated harvests. *Forest Ecology and Management*, 269, 37–51.
- Cooke, H. A., Hannon, S. J., & Song, S. J. (2010). *Conserving old forest cavity users in aggregated harvests with structural retention*. Sustainable Forest Management Network.
- Dansereau, P.-R., & Bergeron, Y. (1993). Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 23(1), 25–32. <http://doi.org/10.1139/x93-005>
- Darveau, M., Beauchesne, P., Bélanger, L., Huot, J., Larue, P., The, S., ... Jan, N. (1995a). Riparian forest strips as habitat for birds in boreal. *The Journal of Wildlife Management*, 59(1), 67–78.
- Darveau, M., Beauchesne, P., Bélanger, L., Huot, J., Larue, P., The, S., ... Jan, N. (1995b). Riparian Forest Strips as Habitat for Breeding Birds in Boreal Forest. *The Journal of Wildlife Management*, 59(1), 67–78.
- Darveau, M., Belanger, L., Huot, J., Melancon, E., Debellefeuille, S., Applications, S. E., ... Bilanger, L. (1997). Forestry Practices and the Risk of Bird Nest Predation in a Boreal Coniferous Forest. *Ecological Applications*, 7(2), 572–580.
- Debinski, D. M., & Holt, R. D. (2000). Review : A Survey and Overview of Habitat

- Fragmentation Experiments and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology*, 14(2), 342–355.
- Desrochers, A., & Hannon, S. J. (1997). Gap Crossing Decisions by Forest Songbirds during the Post-Fledging Period. *Conservation Biology*, 11(5), 1204–1210.
- Drapeau, P., Leduc, A., Bergeron, Y., Gauthier, S., & Savard, J. (2003). Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *The Forestry Chronicle*, 79(3), 531–540.
- Drapeau, P., Leduc, A., Giroux, J., Savard, J. L., & Vickery, W. L. (2000). Landscape-Scale Disturbances and Changes in Bird Communities of Boreal Mixed-Wood Forests. *Ecological Monographs*, 70(3), 423–444.
- Drapeau, P., Nappi, A., Imbeau, L., & Saint-germain, M. (2009). Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest : Managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle*, 85(2), 227–234.
- Drever, M. C., Aitken, K. E. H., Norris, A. R., & Martin, K. (2008). Woodpeckers as reliable indicators of bird richness , forest health and harvest. *Biological Conservation*, 1(604).
- Duguay, J. P., Wood, P. B., et Miller, G. W. (2000). Effects of timber harvests on invertebrate biomass and avian nest success. *Wildlife Society Bulletin*, 1123–1131.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65(1), 169–175.
- Dunning, J. B., Stewart, D. J., Danielson, B. J., Noon, B. R., Root, L., Lamberson, R. H., ... Feb, N. (1995). Spatially Explicit Population Models : Current Forms and Future Uses. *Ecological Applications*, 5(1), 3–11.
- Dussault, C., Courtois, R., & Ferron, J. (1998). Impact à court terme d'une coupe avec protection de la régénération sur la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en forêt boréale. *Canadian Journal of Forest Research*, (28), 468–477.
- Eberhardt, L. S. (1994). *Sap-feeding and its consequences for reproductive success and communication in Yellow-bellied Sapsuckers (*Sphyrapicus varius*)*. PHD dissertation, University of Florida.
- Eberhardt, L. A. S. E. (2000). Use and selection of sap trees by yellow-bellied sapsuckers. *The Auk*, 117(1), 41–51.
- Elchuk, C. L., & Wiebe, K. L. (2003). Home-range size of northern flickers (*Colaptes auratus*) in relation to habitat and parental attributes. *Canadian Journal of*

- Zoology, 81, 954–961. Esseen, P., & Renhorn, K. (1998). Edge Effects on an Epiphytic Lichen in Fragmented Forests. *Conservation Biology*, 12(6), 1307–1317.
- Esseen, P.-A. (1994). Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation*, 68(1), 19–28.
- Etcheverry, P., Ouellet, J., & Crête, M. (2005). Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 2813–2822.
- Fahrig, L. (2003). Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34(2003), 487–515.
- Ferron, J., & St-Laurent, M.-H. (2005). L'importance de la forêt résiduelle pour conserver les communautés fauniques dans des paysages boréaux perturbés par la coupe. *VertigO*, 6(2), 1–8.
- Fleishman, E., Thomson, J. R., Mac Nally, R., Murphy, D. D., & Fay, J. P. (2005). Using Indicator Species to Predict Species Richness of Multiple Taxonomic Groups. *Conservation Biology*, 19(4), 1125–1137.
- Franklin, J. F., & Forman, R. T. T. (1987). Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, 1(1), 5–18.
- Franklin, J. F., Spies, T. A., Pelt, R. Van, Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Rae, D., ... Chen, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications , using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155, 399–423.
- Franzreb, K. E. (1983). A Comparison of Avian Foraging Behavior in Unlogged and Logged Mixed-Coniferous Forest. *The Wilson Bulletin*, 95(1), 60–76.
- Fuller, R. J. (2012). *Birds and habitat: relationships in changing landscapes*. Cambridge University Press.
- Gates, E. J., & Gysel, L. W. (1978). Avian Nest Dispersion and Fledging Success in Field-Forest Ecotones. *Ecology*, 59(5), 871–883.
- Hagan, J. M., Vander Haegen, W. M., & McKinley, P. S. (1996). The Early Development of Forest Fragmentation Effects on Birds. *Conservation Biology*, 10(1), 188–202.
- Hanski, I. K., Fenske, T. J., & Niemi, G. J. (1996). Lack of edge effect in nesting success of breeding birds in managed forest landscapes. *The Auk*, 113(3), 578–585.
- Harper, K. a, & Macdonald, S. E. (2002). Structure and composition of edges next to regenerating clear-cuts in mixed-wood boreal forest. *Journal of Vegetation Science*, 13(4), 535–546.

- Harvey, B. D., Leduc, A., Gauthier, S., & Bergeron, Y. (2002). Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 155, 369–385.
- Huhta, E., Jokimaki, J., & Hcllc, P. (1998). Predation on artificial nests in a forest dominated landscape - the effects of nest type , patch size and edge structure. *Ecography*, 21(5), 464–471.
- Huhta, E., Mappes, T., & Jokimriki, J. (1996). Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation , agricultural land and habitat structure. *Ecography*, 19(1), 85–91.
- Imbeau, L., Drapeau, P., & Mo, M. (2003). Are forest birds categorised as “edge species” strictly associated with edges ? *Ecography*, 26(4), 514–520.
- Imbeau, L., Savard, J. L., & Gagnon, R. (1999). Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology*, 1860, 1850–1860.
- Johnson, M. D. (2007). Measuring habitat quality : a review. *The Condor*, 109(3), 489–504.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J. L., & Ganade, G. (1997). *Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, 101, 33-44.
- Kilham, L. (1971). Reproductive behavior of yellow-bellied sapsuckers. *The Wilson Bulletin*, 83(2).
- Landres, P. B., Verner, J., & Thomas, J. W. (1988). Ecological Uses of Vertebrate Species : A Critique Indicator. *Conservation Biology*, 2(4), 316–328.
- Leduc, A., & Harvey, B. D. (1999). *Plan général d'aménagement forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet* (1998 2003).
- Leopold, A. (1933). Game management. 481 pp. *Charles Scribner's Sons, New York*.
- Li, P., & Martin, T. E. (1991). Nest-site selection and nesting success of. *Wildlife Research*, 110(April), 405–418.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard Jr, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., ... & Hays, M. B. (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *Sinauer Associates*
- Machtans, C. S., Villard, M., & Hannon, S. J. (1996). Use of Riparian as Movement Corridors Bufer Strips by Forest Birds. *Conservation Biology*, 10(5), 1366–1379.

- Mahon, C. L., Martin, K., & Steventon, J. D. (2007). Habitat attributes and chestnut-backed chickadee nest site selection in uncut and partial-cut forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(7), 1272–1285.
- Martin, K., & Eadie, J. M. (1999). Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*, 115(2-3), 243–257.
- Martin, T. E., & Li, P. (1992). Life history of open- vs. Cavity-Nesting birds. *Ecology*, 73(2), 579–592.
- Mascarúa López, L. E., Harper, K. a., & Drapeau, P. (2006). Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Ecoscience*, 13(2), 226–233.
- Matlack, G. R. (1993). Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, 66(3), 185–194.
- Matlack, G. R., & Litvaitis, J. A. (1999). Forest edges. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, 210, 233.
- Mayfield, H. F. (1975). Suggestions for Calculating Nest Success. *The Wilson Bulletin*, 87, 456–466.
- Mazerolle, M. J. (2012). *AICcmodavg: model selection and multimodel inference based on QAICc*. R package version 1.26
- Mikusinski, G., & Angelstam, P. (1998). Economic Geography , Diversity Forest in Distribution , Central Europe and. *Conservation Biology*, 12(1), 200–208.
- Mikusinski, G., Gromadzki, M., & Chylarecki, P. (2001). Woodpeckers as Indicators of Forest Bird Diversity. *Conservation Biology*, 15(1), 208–217.
- MRNFPQ. (2003). *Manuel d'aménagement forestier*. (Ministère des ressources naturelles de la faune et des parcs, Ed.). Gouvernement du Québec.
- MRNFQ. (2010). *Ressources et industries forestières portrait statistique* (Ministère). Gouvernement du Québec.
- O'Neill, C. G., & Holmes, R. T. (1996). Factors nestling affecting black-throated provisioning of blue warblers. *Wilson Bull*, 108(3), 467–479.
- Orians, G. H., et Pearson, N. E. (1979). On the theory of central place foraging. *Analysis of ecological systems*, 155-177.
- Ouellet-Lapointe, U. (2010). *Le maintien des espèces cavicoles dans les paysages aménagés en forêt boréale mixte de l'est du canada*. Université du Québec à Montréal, Mémoire de maitrise.

- Paclík, M., Misík, J., & Weidinger, K. (2009). Nest predation and nest defence in European and North American woodpeckers : a review. *Annales Zoologici Fennici*, 46, 361–379.
- Paton, P. W. C. (1994). The Effect of Edge on Avian Nest Success: How Strong Is the Evidence? *Conservation Biology*, 8(1), 17–26.
- Payton, I. J., Fenner, M., & Lee, W. G. (2002). Keystone species : the concept and its relevance for conservation management in New Zealand. *Science for Conservation*, 203.
- Potvin, F., Breton, L., & Courtois, R. (2005). Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 151–160.
- Potvin, F., Courtois, R., & Bélanger, L. (1999). Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest : multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 1120–1127.
- Rail, J.-F., Darveau, M., Desrochers, A., & Huot, J. (1997). Territorial Responses of Boreal Forest Birds to Habitat Gaps. *The Condor*, 99(4), 976–980.
- Renken, R. B., & Wiggers, E. P. (1989). Forest characteristics related to pileated woodpecker territory size in missouri. *The Condor*, 91, 642–652.
- Roberge, J.-M., & Angelstam, P. (2006). Indicator species among resident forest birds – A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation*, 130(1), 134–147.
- Robinson, S., Iii, F. R. T., Donovan, T. M., Whitehead, D. R., & Faaborg, J. (1995). Regional Forest Fragmentation and the Nesting Success of Migratory Birds. *Science*, 267, 1987–1990.
- Ruel, J.-C., Pin, D., & Cooper, K. (2001). Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management*, 143(1-3), 105–113.
- Runde, D. E., et Capen, D. E. (1987). Characteristics of northern hardwood trees used by cavity-nesting birds. *The Journal of wildlife management*, 217-223.
- Saucier, J. P., Bergeron, J. F., Grondin, P., et Robitaille, A. (1998). Les régions écologiques du Québec méridional (3e version): un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. *L'aubelle*, 124, 1-12.
- Savignac, C., & Machtans, C. S. (2006). Habitat requirements of the Yellow-bellied Sapsucker , *Sphyrapicus varius* , in boreal mixedwood forests of northwestern

- Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 84, 1230–1239.
- Schieck, J., & Song, S. J. (2006). Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America : literature review and meta-analyses. *Canadian Journal of Forest Research*, 36, 1299–1318.
- Schmiegelow, F. K. A., Machtans, C. S., & Hannon, S. J. (1997). Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, 78(6), 1914–1932.
- Seki, S. I., & Takano, H. (1998). Caterpillar abundance in the territory affects the breeding performance of great tit *Parus major* minor. *Oecologia*, 114(4), 514–521.
- Shaffer, T. L. (2004). A Unified Approach to Analyzing Nest Success. *The Auk*, 121(2), 526–540.
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones : is single-species management passi in the landscape era ? *Biological Conservation*, 83(3), 247–257.
- Tate, James (1973). "Methods and Annual Sequence of Foraging by the Sapsucker". *The Auk* 90.4: 840–856.
- Tewksbury, J. J., Hejl, S. J., & Martin, T. E. (1998). Breeding Productivity Does Not Decline with Increasing Fragmentation in a Western Landscape. *Ecology*, 79(8), 2890–2903.
- Thompson, I. D., Baker, J. A., & Ter-mikaelian, M. (2003). A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife , and predictive models , with an emphasis on boreal forests in Ontario , Canada. *Forest Ecology and Management*, 177, 441–469.
- Tozer, D. C. (2010). Quality of selection-logged and unlogged forests for breeding yellow-bellied sapsuckers. Trent University, PHD Thesis.
- Tozer, D. C., Nol, E., et Burke, D. M. (2011). Quality of mature aspen and maple forests for breeding Yellow-bellied Sapsuckers (*Sphyrapicus varius*). *Canadian Journal of Zoology*, 89(2), 148–160.
- Vincent, J.-S., & Hardy, L. (1977). L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Géographie Physique et Quaternaire*, 31(3–4), 357.
- Virkkala, R. (2006). Why study woodpeckers ? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*, 43(April), 82–85.

- Wesołowski, T., & Tomialojc, L. (2005). Nest sites , nest depredation , and productivity of avian broods in a primeval temperate forest : do the generalisations hold ? *Journal of Avian Biology*, 5(36), 361–367.
- Walters, E. L., H. M. Edward et E. L. Peter (2002). *Yellow-bellied Sapsucker (Sphyrapicus varius)*. The Birds of North America Online
- Wilcove, D. S. (1985). Nest Predation in Forest Tracts and the Decline of Migratory Songbirds. *Ecology*, 66(4), 1211–1214.
- Wilcove, D. S., Mclellan, C. H., & Dobson, A. P. (1986). *Habitat Fragmentation in the temperate zone. In Conservation Biology: The science of scarcity and diversity* (pp. 237–256).
- William-Linera, G. (1990). Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in panama. *Journal of Ecology*, 78, 356–373.
- Yahner, R. H. (1988). Changes in Wildlife Communities Near Edges. *Conservation Biology*, 2(4), 333–339.

2.7 Figures

Figure 2.1 : Dispositif d'échantillonnage comportant 49 sites représentés dans la portion supérieure par les étoiles rouges et dans la portion inférieure par les formes rectangulaires roses. Dans la portion inférieure, une portion du territoire échantillonné est présentée à titre d'exemple. Les parterres de coupe ont des couleurs qui correspondent à leur année de récolte : Bleu= coupe récente (0-7ans), Rouge= coupe plutôt récente (8-14 ans), Orange= anciennes coupes (15-21 ans), Rose= plus anciennes coupes (21 ans+)

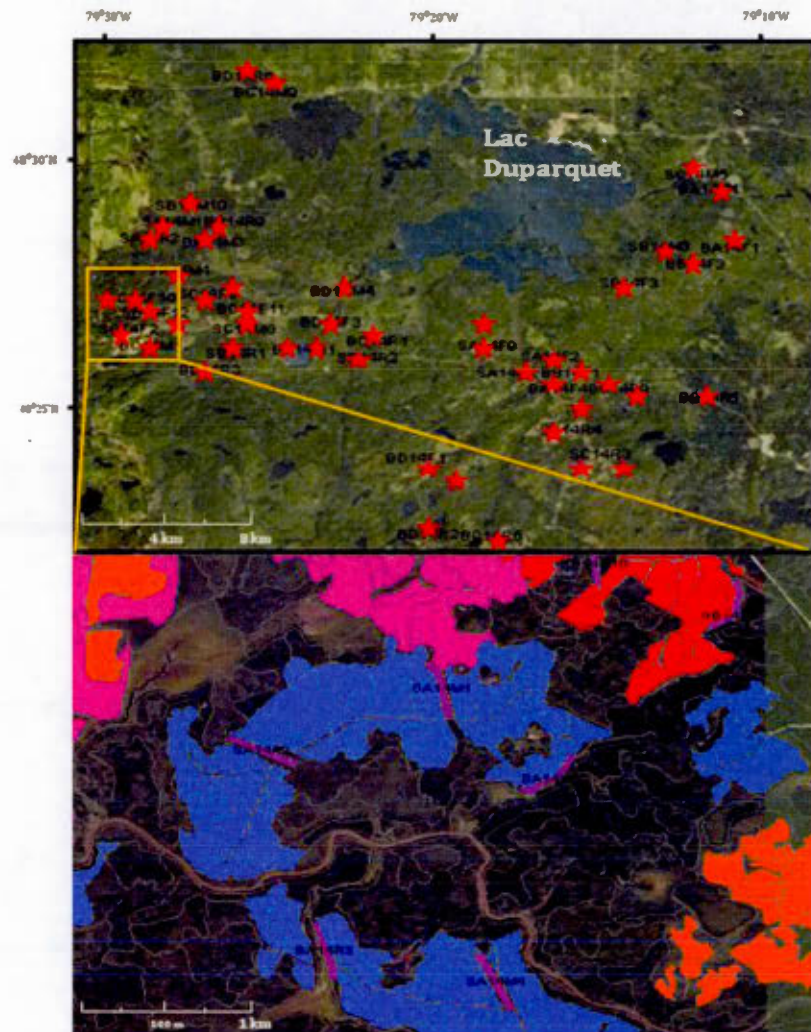


Figure 2.2: Comparaison des paramètres reproducteurs du Pic maculé entre les bandes forestières d'une agglomération de coupe et les massifs naturels d'un paysage naturel

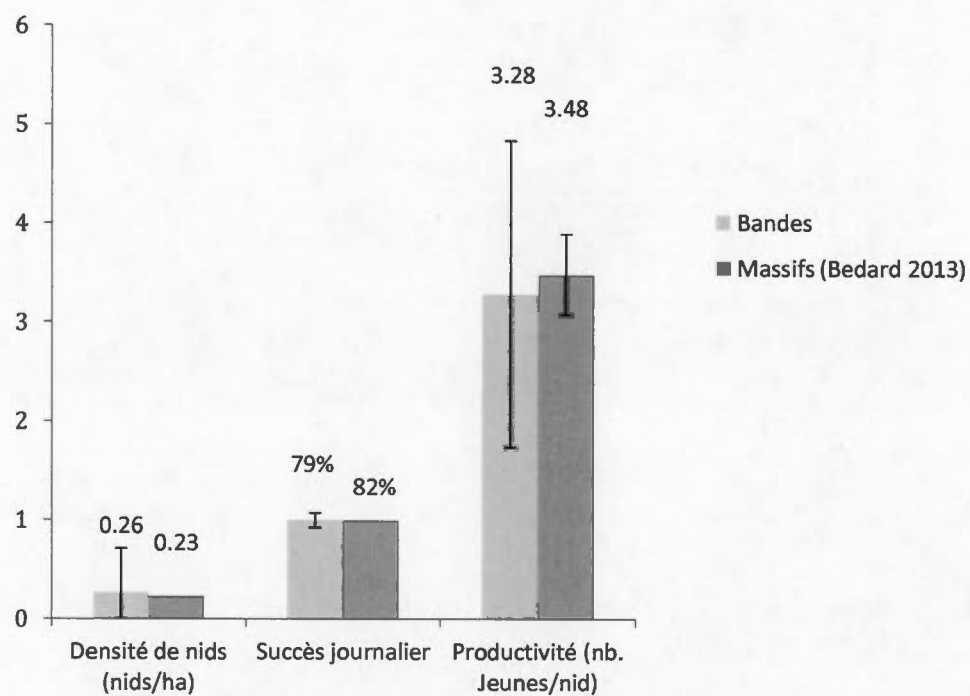
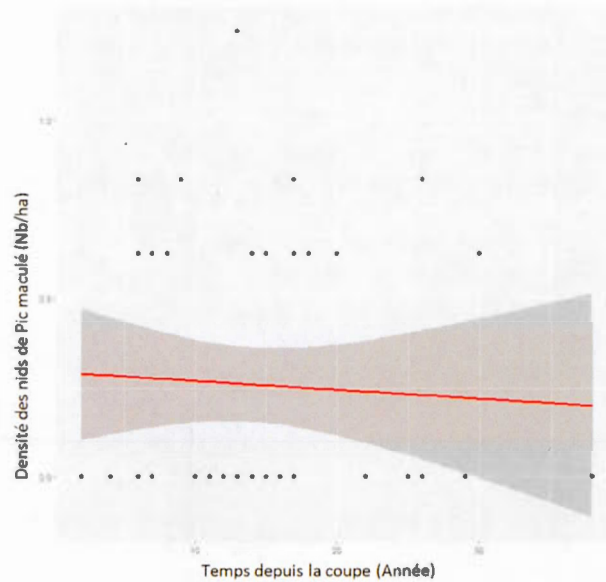
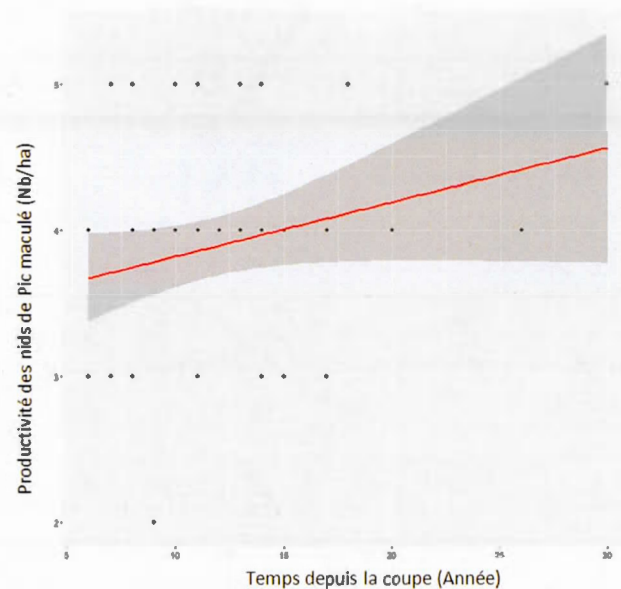


Figure 2.3 : Évolution A) de la densité des nids de Pic maculé et B) de la productivité des nids (nombre de jeunes à l'envol en excluant les échecs de nidification) de Pic maculé dans les habitats linéaires d'un paysage aménagé en forêt boréale mixte en fonction du temps depuis la coupe.

A)



B)



2.8 Tableaux

Tableau 2.1 : Succès, productivité et densité des nids de Pic maculés dans les habitats résiduels de la forêt boréale aménagée.

N (Nids)	Jours totaux suivis (Jours)	Taux de survie journalier	Succès de nidification	Productivité moyenne (Jeune/nid)	Densité des nids actifs (Nid/ha)
59	1539	0,994*	0,79**	3,28 ± 1,55***	0,26 ± 0.36

* Taux de survie journalier de Mayfield = $1 - (\text{Nb d'échecs total} / \text{Total des jours suivis})$. (Mayfield, 1975)

** Succès de Mayfield = Taux de survie journalier Durée de la nidification = 41

*** Les échecs ont été considérés comme une productivité de 0

Tableau 2.2 : Comparaison des paramètres reproducteurs entre un paysage aménagé et un paysage naturel.

	Bandes (2014)	Massifs (Bédard 2013)	Test de student p-value
Productivité	3,28 ± 1,55	3,48 ± 0,41	0,5532
Succès	79%	82,38%	0,555
Densité de nids	0,26 ± 0,45	0,23	0,5678

*On peut rejeter l'hypothèse que bandes≠massifs

Tableau 2.3: Définition des variables incluses dans la sélection de modèle et l'échelle qui leur correspond respectivement

Variables	Échelle	Exigence d'habitat	Code
Abondance de tiges de Sapin baumier	Habitat limitrophe au nid	Alimentaire	nSAB
Abondance de tiges de Bouleau à papier	Habitat limitrophe au nid	Alimentaire	nBOP
Nombre total de prédateurs entendus sur les 5 points d'écoute	Peuplement résiduel	Prédation	PRED
Largeur moyenne de l'habitat linéaire	Peuplement résiduel	Configuration spatiale	LBM
Nature de l'habitat linéaire: séparateur de coupe/bande riveraine	Peuplement résiduel	Configuration spatiale	NAT
Âge moyen du peuplement	Peuplement résiduel	Temporalité	AMP
Densité en Peupliers faux-trembles (DHP > 25cm) + <i>Phellinus tremulae</i>	Peuplement résiduel	Substrat nidification	DGPFTP
Temps depuis la coupe	Peuplement résiduel	Temporalité	TDC
Année de la nichée	Nid	Temporalité	AN
Hauteur de la cavité	Nid	Prédation	HC
Densité des arbres avec puits de sèves dans le site	Peuplement résiduel	Alimentaire	Alim
Densité des gros chicots décidus	Peuplement résiduel	Alimentaire	DGCD

Tableau 2.4 : Modèles retenus par sélection ascendante pour expliquer la reproduction du Pic maculé dans les habitats linéaires de la forêt boréale mixte

Densité des cavités actives	AIC (w)(Δ AIC)	Succès	AIC (w)(Δ AIC)	Productivité	AIC (w)(Δ AIC)
7 DGFTP + AMP + Alim + NAT + DGCD + TDC + LBM	30,41 (0,01)(6,37)	4 PRED + DGFTP _{PHL} + nSAB + nBOP + TDC + HC + AN	43,39 (0)(13,35)	5 nSAB + nBOP + DGFTP _{PHL} + TDC + AN	102,11 (1,00)(7,4)
0 null	41,40 (0)(16,36)	0 null	30,04 (0,22)(0)	0 null	112,05 (0)(17,34)
4 DGFTP + AMP + Alim + NAT	24,04 (0,18)(0)	1 nSAB	30,20 (0,20)(0,16)	2 nGFTP + AN	94,71 (0,94)(0)
5 DGFTP + AMP + Alim + NAT + DGCD	24,54 (0,14)(0,5)	1 DGFTP _{PHL}	31,10 (0,13)(1,06)	1 AN	101,38 (0,03)(6,67)
4 DGFTP + AMP + Alim + DGCD	24,61 (0,14)(0,57)	1 PRED	31,21 (0,12)(1,17)		
3 DGFTP + AMP + Alim	24,69 (0,13)(0,65)	1 AN	31,62 (0,10)(1,59)		
3 DGFTP + AMP + NAT	24,70 (0,13)(0,66)	1 nBOP	32,04 (0,08)(2)		
3 DGFTP + Alim + DGCD	26,07 (0,07)(2,03)	1 HC	32,09 (0,08)(2,05)		
4 DGFTP + AMP + NAT + DGCD	26,40 (0,06)(2,36)	1 TDC	32,34 (0,07)(2,30)		
2 DGFTP + Alim	26,63 (0,05)(2,59)				
4 DGFTP + Alim + NAT + DGCD	27,79 (0,03)(3,75)				
3 DGFTP + Alim + NAT	28,01 (0,03)(3,97)				
2 DGFTP + NAT	28,69 (0,02)(4,65)				
2 DGFTP + AMP	29,19 (0,01)(5,15)				
1 DGFTP	29,88 (0,01)(5,84)				

DGFTP : Densité de gros (DHP>25cm) Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble, DGCD : Densité des gros chicots décidus dans l'habitat linéaire, AMP : Âge moyen du peuplement, nSAB : Nombre de tiges de Sapin baumier dans l'habitat limitrophe au nid, nBOP : Nombre de tiges de Bouleau à papier dans l'habitat limitrophe au nid, Alim : Densité des arbres possédant des traces d'alimentation dans l'habitat linéaire, AN : Année de la nichée, NAT : Nature de la bande entre séparateur et bande riveraine, TDC : Temps depuis la coupe, HC : Hauteur de la cavité, PRED : Nombre de prédateurs entendus lors des points d'écoute dans l'habitat linéaire, LBM : Largeur moyenne de la bande, DGFTP_{PHL} : Densité de gros (DHP>25cm) Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble dans l'habitat limitrophe au nid.

AIC : Critère d'information d'Akaike et entre parenthèses : le poids d'Akaike (w) et la différence d'AIC avec le modèle ayant l'AIC les plus parcimonieux (Δ AIC). Le modèle le plus parcimonieux est en gras.

Le numéro qui précède chaque modèle correspond au nombre de variables qu'il contient.

Tableau 2.5 : Inférence multimodèles avec intervalles de confiance à 95% (sur les modèles retenus par sélection ascendante) montrant les variables affectant significativement la densité des nids, le succès et la productivité du Pic maculé dans les habitats linéaires résiduels de la forêt boréale mixte aménagée

Variables réponses	Variables explicatives significatives	Moyenne pondéré	IC à 95%
Densité des cavités	DGFTP	0,01	(0,01 0,02)*
Succès	NA	NA	NA
Productivité	AN	0,11	(0,04 0,18)*
	DGFTPHL	0,17	(0,08 0,27)*

DGFTP : Densité de gros Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble, DGFTPHL : Densité de gros Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble dans l'habitat limitrophe, AN : Année de la nichée, NA : Aucune variable significativement explicative.

*= la variable explicative a un effet significatif sur la variable réponse selon un seuil de signification de $\alpha = 0,05$

2.9 Appendice

Tableau 2.6: Caractéristiques des 59 nids suivis de Pics maculés et de leur habitat limitrophe.

Nids	HC	NAT	PRED	AN	TDC	Fin	JS	Prod	DGPFTP	nSAB	nBOP	NAPSA	NAPSR
μ	9,6 \pm 3,3	NA	3,0 \pm 1,9	NA	11,5 \pm 4,6	NA	26 \pm 10	3,3 \pm 1,6	82 \pm 39	5 \pm 6,5	2 \pm 3,5	1,8 \pm 2,2	1,9 \pm 2,5
1	8,55	SEP	NA	2008	11	succes	23	3	75	2	1	1	1
2	11,15	SEP	NA	2008	11	succes	37	3	75	0	2	0	0
3	9,41	SEP	NA	2008	8	succes	9	3	75	1	0	1	1
4	6,4	SEP	NA	2008	8	succes	11	4	100	1	0	3	2
5	6,63	SEP	6	2008	7	succes	38	3	75	7	4	4	0
6	14,6	SEP	6	2008	7	succes	40	3	75	6	0	1	1
7	7,56	BAN	NA	2008	6	succes	13	3	75	8	0	6	4
8	14,2	BAN	NA	2008	6	succes	15	3	75	4	0	2	2
9	11,3	SEP	1	2008	9	succes	37	2	50	0	0	0	1
10	6,88	SEP	1	2008	9	echec	31	0	0	0	0	0	1
11	8,84	SEP	1	2014	15	succes	29	4	100	3	0	0	0
12	5,97	BAN	NA	2008	8	succes	34	3	75	2	0	1	1
13	10,51	BAN	NA	2008	8	succes	34	3	75	1	0	1	1
14	8,64	SEP	NA	2008	12	echec	3	0	0	1	0	1	0
15	13,5	SEP	NA	2008	10	echec	38	0	0	1	7	4	2
16	5,51	SEP	1	2010	11	succes	26	5	125	1	1	2	3
17	11,23	SEP	NA	2010	12	succes	27	4	100	12	4	6	9
18	10,72	BAN	NA	2010	8	succes	26	4	100	23	0	8	5
19	14,31	BAN	NA	2011	9	succes	32	4	100	3	0	0	0
20	13,13	SEP	NA	2010	11	succes	23	4	100	1	0	1	1
21	8,86	BAN	NA	2010	8	echec	17	0	0	0	0	0	3
22	12,45	BAN	NA	2010	8	succes	30	4	100	1	1	3	2
23	13,13	BAN	NA	2010	10	succes	27	4	100	9	0	7	4
24	13,26	BAN	NA	2010	10	succes	38	5	125	14	0	10	14
25	7,59	SEP	NA	2010	14	succes	40	5	125	2	0	1	1
26	7,72	SEP	NA	2010	14	succes	38	5	125	1	0	1	1
27	15,04	SEP	NA	2010	14	succes	17	4	100	1	1	4	3
28	11,02	SEP	NA	2010	12	succes	30	4	100	1	4	3	2
29	6,15	SEP	NA	2010	12	succes	34	4	100	0	11	4	5
30	9,06	SEP	NA	2011	11	echec	24	0	0	1	0	2	0
31	12,42	SEP	6	2011	10	echec	20	0	0	9	0	2	6
32	7,29	SEP	6	2014	13	succes	22	4	100	10	0	1	2
33	6,63	SEP	1	2011	12	echec	18	0	0	3	8	1	1
34	7,2	BAN	3	2011	13	succes	32	4	100	4	0	0	0

Nids	HC	NAT	PRED	AN	TDC	Fin	JS	Prod	DGPFTP	nSAB	nBOP	NAPSA	NAPSR
35	12,42	BAN	NA	2011	11	succes	26	4	100	1	0	1	0
36	7,8	BAN	NA	2011	11	succes	29	4	100	1	1	1	0
37	5,16	SEP	NA	2011	15	succes	32	3	75	3	0	1	1
38	13,32	SEP	NA	2011	15	succes	21	3	75	1	2	3	1
39	6,24	SEP	NA	2011	13	succes	33	5	125	0	10	3	2
40	5,05	BAN	5	2014	6	succes	16	4	100	10	10	1	4
41	3,48	BAN	0	2014	9	succes	35	4	100	1	1	0	0
42	15,29	BAN	6	2014	17	succes	26	3	75	2	0	0	0
43	14,78	BAN	3	2014	30	succes	27	5	125	21	0	0	1
44	9,14	BAN	3	2014	26	succes	22	4	100	8	3	0	1
45	11,18	SEP	1	2014	15	echec	23	0	0	0	0	0	0
46	15,24	SEP	4	2014	13	succes	33	4	100	6	4	5	6
47	10,08	SEP	4	2014	13	succes	0	4	100	4	11	2	3
48	5,79	SEP	3	2014	14	succes	5	4	100	16	0	0	0
49	7,92	SEP	3	2014	8	succes	34	4	100	0	14	0	0
50	6,45	SEP	4	2014	6	succes	25	4	100	1	4	0	0
51	6,71	SEP	4	2014	6	succes	39	4	100	3	2	0	2
52	7,7	SEP	2	2014	6	succes	28	4	100	0	0	0	0

Tableau 2.6 (2/2): Caractéristiques des 59 nids suivis de Pics maculés et de leur habitat limitrophe. HC : Hauteur de la cavité, NAT : nature entre séparateur et bande riveraine, PRED : Abondance des prédateurs entendus autour du nid, AN : Année de la nichée, TDC : Temps depuis la coupe (années), Fin : Finalité de la nichée entre succès et échec, Prod : Productivité de la nichée (nb de jeunes), DGPFTP : Densité (nb/ha) des gros (> 25 cm de DHP) Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble, nSAB : Nombre de tiges de Sapin baumier dans l'habitat limitrophe au nid, nBOP : Nombre de tiges de Bouleau à papier dans l'habitat limitrophe au nid, NAPSA : Nombre d'arbres (nb) avec puits de sève anciens, NAPSR : Nombre d'arbres avec puits de sève récents.

Tableau 2.7: Caractéristiques des 49 placettes inventoriées en 2014 pour y trouver des nids de Pics maculés

Site	NAT	Surface (ha)	DCD	LBM	DNP	AMP	TDC	PRED	DGPFTP	DAPSA	DAPSR
μ	NA	NA	16,6±19,6	66,98±41,4	0,25±0,35	74,1±14,2	14,1±8,4	2,8±1,6	10,8±19,9	18±23	4,5±7,0
1	SEP	1,6	20	63	0,63	76,8	6	4	35	50	15
2	SEP	1,6	10	138	0,63	64	8	3	15	0	0
3	SEP	1,6	5	60	0	72,3	6	2	0	0	0
4	SEP	1,6	0	194	0,63	62,6	6	2	25	0	5
5	SEP	1,6	10	146	0,63	65,2	6	4	0	5	5
6	BAN	1,2	25	49	0,83	62,2	6	5	10	15	20
7	BAN	1,2	5	48	0	52,6	4	1	0	30	0
8	BAN	1,2	20	45	0	57,4	6	2	5	55	20
9	BAN	1,2	5	57	0	65	12	1	10	10	0
10	BAN	1,2	0	36	0,83	52,8	9	0	0	0	5
11	BAN	1,2	10	44	0	54,6	7	2	0	5	15
12	SEP	1,6	25	60	0,63	62,6	7	0	5	10	0
13	SEP	1,6	15	53	0,63	82,7	20	2	5	0	0
14	SEP	1,6	30	61	0,63	70	15	2	10	0	0
15	SEP	1,6	30	190	0,63	77	8	4	15	25	10
16	BAN	1,2	20	32	0	60	13	2	5	75	10
17	BAN	1,2	20	46	0,83	60,75	17	6	10	5	0
18	BAN	1,2	45	30	0	71	16	3	0	25	5
19	BAN	1,2	5	73	0	80	22	4	10	40	5
20	BAN	1,2	10	32	0	72	22	3	0	0	0
21	SEP	1,6	45	58	1,25	80,3	13	6	55	20	0
22	SEP	1,6	30	81	0,63	77	15	1	35	0	5
23	SEP	1,6	55	60	0,63	76	17	1	20	25	25
24	SEP	1,6	20	69	0,63	77	14	3	5	10	5
25	SEP	1,6	25	135	0	83,5	13	4	45	20	5
26	SEP	1,6	65	59	0,63	109,3	18	3	75	80	25
27	BAN	1,2	15	75	0,83	76,5	26	3	10	5	0
28	BAN	1,2	5	69	0	83,7	29	4	0	15	5
29	BAN	1,6	35	113	0,63	87,6	30	3	95	85	10
30	BAN	1,2	5	30	0	72,8	2	3	0	75	0
31	BAN	1,2	0	30	0	74,3	6	1	0	0	0

Tableau 2.7 (1/2): Caractéristiques des 49 placettes inventoriées en 2014 pour y trouver des nids de Pics maculés. NAT : nature entre séparateur et bande riveraine, Surface : Surface du site inventorié (ha), DCD : Densité (tiges/ha) des chicots décidus, LBM : Largeur moyenne de la bande (m), DNP : Densité des nids (nb/ha), AMP : âge moyen du peuplement (années), TDC : Temps depuis la coupe (années), PRED : Abondance des prédateurs entendus sur le site, DGPFTP : Densité (nb/ha) des gros (> 25 cm de DHP) Peupliers faux-trembles infectés par le Polypore du tremble, DAPSA : Densité des arbres (nb/ha) avec puits de sève anciens, DAPSR : Densité (nb/ha) des arbres avec puits de sève récents, BAN : Bande riveraine, SEP : Séparateur

Site	NAT	Surface (ha)	DCD	LBM	DNP	AMP	TDC	PRED	DGPFTP	DAPSA	DAPSR
32	BAN	1,2	0	29	0	66	6	1	10	15	0
33	SEP	1,6	0	82	0	74,2	6	5	5	20	0
34	SEP	1,6	0	168	0	89,3	4	2	0	0	0
35	BAN	1,2	0	29	0	78,7	11	2	0	0	0
36	BAN	1,2	5	25	0	72	7	1	0	15	15
37	SEP	1,6	0	98	0	78	7	4	15	0	0
38	SEP	1,6	10	78	0	82,625	10	0	0	5	0
39	BAN	1,2	5	33	0	73	16	4	0	50	0
40	BAN	1,2	100	34	0	55,3	14	2	0	40	5
41	BAN	1,2	35	38	0	72	17	4	0	5	0
42	SEP	1,6	0	70	0	83,6	16	1	0	0	0
43	SEP	1,6	0	58	0	69,3	15	2	0	0	0
44	SEP	1,6	15	66	0	136	16	3	0	5	0
45	BAN	1,2	5	41	0	78,7	29	6	0	0	0
46	BAN	1,2	10	37	0	68,5	38	3	0	10	0
47	BAN	1,2	15	50	0	64	26	5	0	5	0
48	BAN	1,2	5	33	0	77,5	25	1	0	25	5
49	BAN	1,2	0	75	0	91,9	29	5	0	10	0

Tableau 2.7 (2/2): Caractéristiques des 49 placettes inventoriées en 2014 pour y trouver des nids de Pics maculés. NAT : nature entre séparateur et bande riveraine, Surface : Surface du site inventorié (ha), DCD : Densité (tiges/ha) des chicots décidus, LBM : Largeur moyenne de la bande (m), DNP : Densité des nids (nb/ha), AMP : âge moyen du peuplement (années), TDC : Temps depuis la coupe (années), PRED : Abondance des prédateurs entendus sur le site, DGPFTP : Densité (nb/ha) des gros Peupliers faux-trembles infecté par le Polypore du tremble, DAPSA : Densité des arbres (nb/ha) avec puits de sève anciens, DAPSR : Densité (nb/ha) des arbres avec puits de sève récents, BAN : Bande riveraine, SEP : Séparateur

3 CONCLUSION GÉNÉRALE

Les résultats de ce mémoire permettent de montrer clairement que les habitats linéaires résiduels dans les grandes agglomérations de coupes en forêt boréale mixte demeurent des habitats de qualité qui sont utilisés longtemps après la coupe, pour un compartiment clé de la diversité des espèces de vertébrés associées à la forêt âgée, les oiseaux cavicoles et plus particulièrement les pics, qui occupent une position clé dans les réseaux écologiques (nest webs, *sensu* Martin et Eadie, 1999) associés aux arbres sénescents et morts de ces forêts (Lapointe 2010; Cadieux 2011; Ouellet-Lapointe et al., 2012; Bédard 2013). Par conséquent, la rétention permanente dans les paysages aménagés de ces habitats linéaires pour la durée complète d'une révolution forestière (70 à 100 dans le secteur d'étude) s'avère être une stratégie de conservation de la diversité de la faune cavicole prometteuse dans ces paysages déjà aménagés en raison de leur rôle persistant pour ce groupe fonctionnel d'espèces associé aux forêts âgées.

L'objectif initial de ce mémoire consistait à documenter l'occupation par la faune cavicole des habitats linéaires étant le produit de l'adoption de la loi sur les forêts de 1986 au Québec (Assemblée nationale du Québec 1986), sur la période de 30 ans correspondant à leur apparition dans les paysages aménagés. Nous pouvons conclure qu'un certain nombre d'espèces cavicoles semblent s'accommoder à la fois de l'ouverture du couvert forestier et de la configuration linéaire des habitats résiduels qui résultent de ces patrons de coupes. Le premier chapitre a permis de mettre en lumière que l'utilisation des habitats linéaires par la faune cavicole persiste non seulement plus de 30 ans après coupe dans ces habitats mais que ces derniers ne voient ni la densité des cavités actives ni la richesse en espèces cavicoles, ni la structure de la communauté cavicole (excavateurs primaires,

utilisateurs secondaires) diminuer en fonction du temps depuis la coupe. Qui plus est, nos résultats montrent que la disponibilité des arbres à cavités (gros Peupliers faux-trembles atteint par la carie blanche du tremble) se maintient dans les habitats linéaires au delà de 30 ans après leur création, ce qui constitue une autre information clé sur le potentiel d'utilisation à long terme de ces habitats par la faune cavicole. Comme le réseau cavicole est un système de type de bas en haut (bottom-up, *sensu* (Martin et al., 2004; Blanc et Walters, 2008), l'abondance des arbres à cavités devrait donc avoir un effet direct sur le maintien de l'ensemble du réseau complexe des utilisateurs de cavités dans ces habitats et par extension dans les mosaïques aménagées.

Le deuxième chapitre a porté sur la reproduction du Pic maculé, l'excavateur de cavités le plus abondant en forêt boréale mixte de l'Est du Canada. Nous avons évalué la capacité des habitats linéaires âgés à constituer des lieux d'activité reproductrice performants. Nos résultats indiquent que l'abondance de nids, le succès reproducteur et la productivité des nids (nombre moyen de jeunes atteignant l'âge d'envol) sont non seulement semblables aux massifs de forêts continues mais se maintiennent au fil du temps depuis la coupe. Ces paramètres démographiques indiquent donc que la valeur sélective (fitness) des individus de Pic maculé se maintient dans le temps et que ces habitats ne sont pas des habitats de moins bonne qualité que les massifs de forêts âgées non aménagés.

Par conséquent, malgré les effets de bordure potentiellement négatifs comme les chablis provoqués par les forts vents et la diminution de l'humidité qui peuvent bien sûr être cumulatifs dans le temps, les bandes riveraines et les séparateurs de coupes demeurent des habitats de qualité pour le Pic maculé.

Les habitats linéaires des paysages aménagés entre 1987 et 2013, qui représentent une très forte proportion de la superficie du territoire forestier public du Québec semblent donc offrir toutes les conditions nécessaires au maintien de la communauté cavicole ainsi que de la démographie d'espèces clé de voute telles que le Pic maculé durant la période de reconstruction du couvert forestier des paysages aménagés. Dans une optique de conservation des communautés caviholes dans les paysages aménagés, il apparaît avantageux de maintenir intacts, et le plus longtemps possible, ces habitats linéaires résiduels. La réglementation provinciale actuelle ne permet pas d'établir une rétention permanente de vieux peuplements forestiers résiduels dans les paysages aménagés. En forçant la récolte des séparateurs secs quand les parterres de régénération atteignent 3 m de hauteur et en permettant la récolte de 30% des tiges commerciales dans les bandes riveraines, le ministère des forêts, de la faune et des parcs (MRNFPQ, 2003) du Québec compromet le rôle critique de ces habitats pour un groupe fonctionnel d'espèces associées aux forêts âgées dont la «santé», constitue la mesure de notre capacité à maintenir des conditions de forêts âgées dans nos paysages aménagés, une exigence de la nouvelle loi de l'aménagement durable du territoire forestier (Gouvernement du Québec, 2013). Favoriser une approche de maintien des habitats linéaires permettrait aussi de mieux s'approcher des patrons de rétention de forêts résiduelles résultant des perturbations naturelles comme les feux de forêt ou des épidémies d'insectes ravageurs (Gauthier et al., 2009). La rétention linéaire ne joue pas un rôle fonctionnel temporaire pour la faune cavicole mais bel et bien de long terme dans les secteurs aménagés. Une approche écosystémique de l'aménagement devrait donc prioriser une conservation sur toute la période de révolution forestière des habitats linéaires ou parcellaires dans les agglomérations de coupes.

Pour les paysages déjà aménagés, la rétention des habitats linéaires dans ces derniers permettrait d'assurer la conservation des dernières forêts résiduelles qui seraient les legs d'habitats de forêt âgée de ces immenses agglomérations de coupe qui couvrent présentement la majorité de la forêt commerciale au Québec. Pour les futures agglomérations de coupe qui seront soumises à de nouvelles pratiques de rétention de forêts âgées en vertu du règlement d'aménagement durable des forêts à venir, nous réitérons l'importance d'assurer une rétention permanente des habitats résiduels qu'ils soient de forme parcellaire ou linéaire et nous ajoutons que les habitats de forme linéaire peuvent, dépendamment des conditions dans les agglomérations de coupes, constituer des approches de rétention valables pour le maintien de la faune cavicole. Ce mémoire permet de conclure que la conservation des habitats linéaires assure sur le long terme des habitats de qualité pour la communauté cavicole en forêt boréale mixte aménagée.

4 RÉFÉRENCES POUR L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES

- Aitken, A. K. E. H., Wiebe, K. L., et Martin, K. (2002). Nest-Site Reuse Patterns for a Cavity-Nesting Bird Community in Interior British Columbia. *The Auk*, 119(2), 391–402.
- Aitken, K. E. H., et Martin, K. (2004). Nest cavity availability and selection in aspen – conifer groves in a grassland landscape. *Canadian Journal of Forest Research*, 2099–2109.
- Aitken, K. E. H., et Martin, K. (2011). Experimental Test of Nest-Site Limitation in Mature Mixed Forests of Central British Columbia, Canada. *The Journal of Wildlife Management*, 9999, 1–9.
- Allard, M. (2012). *Persistance et activite reproductrice des oiseaux associes aux forets matures dans les habitats residuels en forêt boréale aménagée*. Université du Québec à Montréal, Mémoire de maitrise.
- Andren, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : a review. *Oikos*, 71(3), 355–366.
- Andren, H., et Angelstam, P. (1988). Elevated Predation Rates as an Edge Effect in Habitat Islands : Experimental Evidence. *Ecology*, 69(2), 544–547.
- Angelstam, P. K. (1998). Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science*, 9(4), 593–602.
- Angelstam, P., et Mikusinski, G. (1994). Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest — a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31(January), 157–172.
- Assemblée nationale du Québec. Loi sur les forêts (1986). Québec: Trente-troisième Législature, première session.
- Aubry, K. B., et Raley, C. M. (2002). The Pileated Woodpecker as a Keystone Habitat Modifier in the Pacific Northwest. *USDA Forest Service Gen Tech*, 257–274.
- Bédard, S. (2013). *Qualité des parcelles d'habitat résiduel des paysages aménagés en forêt boréale mixte pour la reproduction et l'alimentation du Pic maculé (sphyrapicus varius)*. Université du Québec à Montréal, Mémoire de maitrise.
- Bednarz, J. C., Ripper, D., et Radley, P. M. (2004). Emerging concepts and research directions in the study of cavity-nesting birds : keystone ecological processes. *The Condor*, 106, 1–4.

- Beier, P., Noss, R. F., et Nosst, R. F. (1998). Do Habitat Corridors Provide Connectivity ? *Conservation Biology*, 12(6), 1241–1252.
- Bélisle, M., Desrochers, A., et Fortin, M. (2001). Influence of forest cover on the movements of forest birds : a homing experiment. *Ecology*, 82(7), 1893–1904.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A., et Gauthier, S. (1999). Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *The Forestry Chronicle*, 75(1).
- Blanc, L. A. (2007). *Experimental study of an avian cavity-nesting community : nest webs, nesting ecology, and interspecific interactions*. Virginia Polytechnic Institute and State University, PHD thesis.
- Blanc, L. a., et Walters, J. R. (2008). Cavity-Nest Webs in a Longleaf Pine Ecosystem. *The Condor*, 110(1), 80–92.
- Boucher, Y., St-Laurent, M.-H., et Grondin, P. (2011). Logging-Induced Edge and Configuration of Old-Growth Forest Remnants in the Eastern North American Boreal Forests. *Natural Areas Journal*, 31(3), 300–306.
- Boulet, M., Darveau, M., et Bélanger, L. (2003). Nest predation and breeding activity of songbirds in riparian and nonriparian black spruce strips of central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 922–930.
- Cadieux, P. (2011). *Dynamique de la faune cavicole le long d'un gradient d'âge en forêt boréale mixte de l'est de l'Amérique du nord*. Université du Québec à Montréal, Mémoire de maîtrise.
- Chalfoun, A. D., Thompson, F. R., et Ratnaswamy, M. J. (2002). Nest Predators and Fragmentation : a Review and Meta-Analysis. *Conservation Biology*, 16(2), 306–318.
- Cheveau, M. (2010). *Effets multiscalaires de la fragmentation de la forêt par l'aménagement forestier sur la martre d'Amérique en forêt boréale de l'est du Canada*. Université du Québec en Abitib-Temiscamingue, Thèse de doctorat.
- Cockle, K. L., Martin, K., et Drever, M. C. (2010). Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. *Biological Conservation*, 143(11), 2851–2857.
- Conner, R. N., Miller, O. K., et Adkisson, C. S. (2010). Woodpecker dependence on trees infected by fungal heart rots. *The Wilson Bulletin*, 88(4), 575–581.
- Cooke, H. A. (2009). *Do aggregated harvests with structural retention conserve cavity users in old forest in the boreal plains ?* University of Alberta, PHD thesis.

- Cooke, H. a., et Hannon, S. J. (2012). Nest-site selection by old boreal forest cavity excavators as a basis for structural retention guidelines in spatially-aggregated harvests. *Forest Ecology and Management*, 269, 37–51.
- Cooke, H. A., Hannon, S. J., et Song, S. J. (2010). *Conserving old forest cavity users in aggregated harvests with structural retention*. Sustainable Forest Management Network.
- Cornelius, C., Cockle, K., Politi, N., Berkunsky, I., Luis, S., Ojeda, V., ... Martin, K. (2008). Cavity-nesting birds in neotropical forests: cavities as a potentially limiting resource. *Ornithologia Neotropical*, 19, 253–268.
- Côté, M., et Ferron, J. (2001). Short-term use of different residual forest structures by three sciurid species in a clear-cut boreal landscape. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(10), 1805–1815.
- Craig Delong, S., et Tanner, D. (1996). Managing the pattern of forest harvest: lessons from wildfire. *Biodiversity et Conservation*, 5(10), 1191–1205.
- Dansereau, P.-R., et Bergeron, Y. (1993). Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 23(1), 25–32.
- Darveau, M., Beauchesne, P., Bélanger, L., Huot, J., Larue, P., The, S., ... Jan, N. (1995). Riparian forest strips as habitat for birds in boreal. *The Journal of Wildlife Management*, 59(1), 67–78.
- Darveau, M., Belanger, L., Huot, J., Melancon, E., Debellefeuille, S., Applications, S. E., ... Bilanger, L. (1997). Forestry Practices and the Risk of Bird Nest Predation in a Boreal Coniferous Forest. *Ecological Applications*, 7(2), 572–580.
- Darveau, M., et Desrochers, A. (2001). *Le bois mort et la faune vertébrée État des connaissances au Québec*. Québec.
- Debinski, D. M., et Holt, R. D. (2000). Review : A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology*, 14(2), 342–355.
- Deng, W., et Gao, W. (2005). Edge effects on nesting success of cavity-nesting birds in fragmented forests. *Biological Conservation*, 126, 363–370.
- Desrochers, A., et Hannon, S. J. (1997). Gap Crossing Decisions by Forest Songbirds during the Post-Fledging Period. *Conservation Biology*, 11(5), 1204–1210.
- Drapeau, P., Leduc, A., Bergeron, Y., Gauthier, S., et Savard, J. (2003). Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *The Forestry Chronicle*, 79(3), 531–540.

- Drapeau, P., Leduc, A., Giroux, J., Savard, J. L., et Vickery, W. L. (2000). Landscape-Scale Disturbances and Changes in Bird Communities of Boreal Mixed-Wood Forests. *Ecological Monographs*, 70(3), 423–444.
- Drapeau, P., Nappi, A., Imbeau, L., et Saint-germain, M. (2009). Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest : Managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle*, 85(2), 227–234.
- Drapeau, P., Villard, M.-A., Leduc, A. and Hannon, S.J. (2016) Natural disturbance regimes as templates for the response of bir species assemblages to contemporary forest management. *Diversity and Distributions*, 22(4): 385-399.
- Drever, M. C., Aitken, K. E. H., Norris, A. R., et Martin, K. (2008). Woodpeckers as reliable indicators of bird richness , forest health and harvest. *Biological Conservation*, 1(604).
- Dunning, J. B., Danielson, B. J., et Pulliam, H. R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65(1), 169–175.
- Dunning, J. B., Stewart, D. J., Danielson, B. J., Noon, B. R., Root, L., Lamberson, R. H., ... Feb, N. (1995). Spatially Explicit Population Models : Current Forms and Future Uses. *Ecological Applications*, 5(1), 3–11.
- Dussault, C., Courtois, R., et Ferron, J. (1998). Impact à court terme d'une coupe avec protection de la régénération sur la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en forêt boréale. *Canadian Journal of Forest Research*, (28), 468–477.
- Elchuk, C. L., et Wiebe, K. L. (2003). Home-range size of northern flickers (*Colaptes auratus*) in relation to habitat and parental attributes. *Canadian Journal of Zoology*, 81, 954–961.
- Esseen, P., et Renhorn, K. (1998). Edge Effects on an Epiphytic Lichen in Fragmented Forests. *Conservation Biology*, 12(6), 1307–1317.
- Esseen, P.-A. (1994). Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation*, 68(1), 19–28.
- Etcheverry, P., Ouellet, J., et Crête, M. (2005). Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 2813–2822.
- Fahrig, L. (2003). Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34(2003), 487–515.
- Ferron, J., et St-Laurent, M.-H. (2005). L'importance de la forêt résiduelle pour conserver les communautés fauniques dans des paysages boréaux perturbés par la coupe. *VertigO*, 6(2), 1–8.

- Fleishman, E., Thomson, J. R., Mac Nally, R., Murphy, D. D., et Fay, J. P. (2005). Using Indicator Species to Predict Species Richness of Multiple Taxonomic Groups. *Conservation Biology*, 19(4), 1125–1137.
- Franklin, J. F., et Forman, R. T. T. (1987). Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, 1(1), 5–18.
- Franklin, J. F., Spies, T. A., Pelt, R. Van, Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Rae, D., ... Chen, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications , using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155, 399–423.
- Gates, E. J., et Gysel, L. W. (1978). Avian Nest Dispersion and Fledging Success in Field-Forest Ecotones. *Ecology*, 59(5), 871–883.
- Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., Grandpre, L. De, Kneeshaw, D., Morin, H., ... Bergeron, Y. (2009). *Ecosystem management in the boreal forest*.
- Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier — une gouvernance renouvelée* (2013). Gouvernement du Québec.
- Hagan, J. M., Vander Haegen, W. M., et McKinley, P. S. (1996). The Early Development of Forest Fragmentation Effects on Birds. *Conservation Biology*, 10(1), 188–202.
- Hannon, S., Cooke, H., Song, S. J., et Clarke, H. (2008). *Emulating natural disturbance through upland and riparian plains mixedwood forest harvest : responses of upland and riparian. Sustainable forest management network*. Edmonton, Alberta, Canada.
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J., et Ohmann, J. L. (1991). Conserving Biodiversity in Managed Forests; Lessons from natural forests. *BioScience*, 41(6), 382–392.
- Harper, K. a, et Macdonald, S. E. (2002). Structure and composition of edges next to regenerating clear-cuts in mixed-wood boreal forest. *Journal of Vegetation Science*, 13(4), 535–546.
- Harper, K. A., Bergeron, Y., Gauthier, S., Drapeau, P., et Post-fi, P. (2002). Post-Fire Development of Canopy Structure and Composition in Black Spruce Forests of Abitibi , Québec : A Landscape Scale Study. *Sylva Fennica*, 36(January), 249–263.
- Harper, K. A., Lesieur, D., Bergeron, Y., et Drapeau, P. (2004). Forest structure and composition at young fire and cut edges in black spruce boreal forest 1. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 289–302.

- Huhta, E., Jokimäki, J., et Helle, P. (1998). Predation on artificial nests in a forest dominated landscape - the effects of nest type, patch size and edge structure. *Ecography*, 21(5), 464–471.
- Huhta, E., Mappes, T., et Jokimäki, J. (1996). Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography*, 19(1), 85–91.
- Imbeau, L., Drapeau, P., et Mo, M. (2003). Are forest birds categorised as “edge species” strictly associated with edges? *Ecography*, 26(4), 514–520.
- Imbeau, L., Mönkkönen, M., et Desrochers, A. (2001). Long-Term Effects of Forestry on Birds of the Eastern Canadian Boreal Forests: a Comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology*, 15(4), 1151–1162.
- Imbeau, L., Savard, J. L., et Gagnon, R. (1999). Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology*, 1860, 1850–1860.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J. L., et Ganade, G. (1997). Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, 101, 33–44.
- King, D. I., Griffin, C. R., et Degraaf, R. M. (1998). Nest predator distribution among clearcut forest, forest edge and forest interior in an extensively forested landscape. *Forest Ecology and Management*, 104, 151–156.
- Landres, P. B., Verner, J., et Thomas, J. W. (1988). Ecological Uses of Vertebrate Species: A Critique Indicator. *Conservation Biology*, 2(4), 316–328.
- Leopold, A. (1933). Game management. 481 pp. *Charles Scribner's Sons*, New York.
- Löhmus, A., et Remm, J. (2005). Nest quality limits the number of hole-nesting passerines in their natural cavity-rich habitat. *Acta Oecologica*, 27, 125–128.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard Jr, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., ... et Hays, M. B. (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments.
- Machtans, C. S., Villard, M., et Hannon, S. J. (1996). Use of Riparian as Movement Corridors Buffer Strips by Forest Birds. *Conservation Biology*, 10(5), 1366–1379.
- Mänd, R., Tilgar, V., Löhmus, A., et Leivits, et Agu. (2005). Providing nest boxes for hole-nesting birds – Does habitat matter? *Biodiversity and Conservation*, 14(8), 1823–1840.
- Martin, K. A., Altken, K. A. E. H. A., et Wiebe, K. A. L. (2004). Nest sites and nest webs

- for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *The Condor*, (October 2003), 5–19.
- Martin, K., et Eadie, J. M. (1999). Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*, 115(2-3), 243–257.
- Martin, T. E., et Li, P. (1992). Life history of open- vs. Cavity-Nesting birds. *Ecology*, 73(2), 579–592.
- Mascarúa López, L. E., Harper, K. a., et Drapeau, P. (2006). Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Ecoscience*, 13(2), 226–233.
- Matlack, G. R. (1993). Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, 66(3), 185–194.
- Matlack, G. R., et Litvaitis, J. A. (1999). Forest edges. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, 210, 233.
- Mikusinski, G., et Angelstam, P. (1998). Economic Geography , Diversity Forest in Distribution , Central Europe and. *Conservation Biology*, 12(1), 200–208.
- Mikusinski, G., Gromadzki, M., et Chylarecki, P. (2001). Woodpeckers as Indicators of Forest Bird Diversity. *Conservation Biology*, 15(1), 208–217.
- MRNFPQ. (2003). *Manuel d'aménagement forestier*. (Ministère des ressources naturelles de la faune et des parcs, Ed.). Gouvernement du Québec.
- Nappi, A., Drapeau, P., et Leduc, A. (2015). How important is dead wood for woodpeckers foraging in eastern North American boreal forests? *Forest ecology and management*, 346, 10-21
- Orians, G. H., et Pearson, N. E. (1979). On the theory of central place foraging. *Analysis of ecological systems*, 155-177.
- Ouellet-Lapointe, U. (2010). *Le maintien des espèces cavicoles dans les paysages aménagés en forêt boréale mixte de l'est du Canada*. Université du Québec à Montréal, Mémoire de maîtrise.
- Ouellet-Lapointe, U., Drapeau, P., Cadieux, P., et Imbeau, L. (2012). Woodpecker Excavations Suitability for and Occupancy by Cavity Users in the Boreal Mixedwood Forest of Eastern Canada. *Ecoscience*, 19(4), 391–397.
- Paclík, M., Misík, J., et Weidinger, K. (2009). Nest predation and nest defence in European and North American woodpeckers : a review. *Annales Zoologici Fennici*, 46, 361–379.

- Paton, P. W. C. (1994). The Effect of Edge on Avian Nest Success: How Strong Is the Evidence? *Conservation Biology*, 8(1), 17–26.
- Payton, I. J., Fenner, M., et Lee, W. G. (2002). Keystone species : the concept and its relevance for conservation management in New Zealand. *Science for Conservation*, 203.
- Potvin, F., Breton, L., et Courtois, R. (2005). Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 151–160.
- Potvin, F., Courtois, R., et Bélanger, L. (1999). Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest : multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 1120–1127.
- Rail, J.-F., Darveau, M., Desrochers, A., et Huot, J. (1997). Territorial Responses of Boreal Forest Birds to Habitat Gaps. *The Condor*, 99(4), 976–980.
- Renken, R. B., et Wiggers, E. P. (1989). Forest characteristics related to pileated woodpecker territory size in missouri. *The Condor*, 91, 642–652.
- Ripper, D., Bednarz, J. C., et Varland, D. E. (2007). Landscape Use by Hairy Woodpeckers in Managed Forests of Northwestern Washington. *Journal of Wildlife Management*, 71(8), 2612–2623.
- Roberge, J.-M., et Angelstam, P. (2006). Indicator species among resident forest birds – A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation*, 130(1), 134–147.
- Robinson, S., Iii, F. R. T., Donovan, T. M., Whitehead, D. R., et Faaborg, J. (1995). Regional Forest Fragmentation and the Nesting Success of Migratory Birds. *Science*, 267, 1987–1990.
- Ruel, J.-C., Pin, D., et Cooper, K. (2001). Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management*, 143(1-3), 105–113.
- Samuel, M. D., Pierce, D. J., et Garton, E. O. (1985). Identifying areas of concentrated use within the home range. *The Journal of Animal Ecology*, 54(3), 711–719.
- Savignac, C., et Machtans, C. S. (2006). Habitat requirements of the Yellow-bellied Sapsucker , *Sphyrapicus varius* , in boreal mixedwood forests of northwestern Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 84, 1230–1239.
- Schieck, J., et Song, S. J. (2006). Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America : literature review and meta-analyses. *Canadian Journal of Forest Research*, 36,

1299–1318.

- Schmiegelow, F. K. A., Machtans, C. S., et Hannon, S. J. (1997). Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, 78(6), 1914–1932.
- Simberloff, D. (1998). Flagships , umbrellas , and keystones : is single-species management passi in the landscape era ? *Biological Conservation*, 83(3), 247–257.
- Tewksbury, J. J., Hejl, S. J., et Martin, T. E. (1998). Breeding Productivity Does Not Decline with Increasing Fragmentation in a Western Landscape. *Ecology*, 79(8), 2890–2903.
- Thompson, I. D., Baker, J. A., et Ter-mikaelian, M. (2003). A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management*, 177, 441–469.
- Virkkala, R. (2006). Why study woodpeckers ? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*, 43(April), 82–85.
- Wesołowski, T. (2007). Lessons from long-term hole-nester studies in a primeval temperate forest. *Journal of Ornithology*.
- Wesołowski, T., et Tomialojc, L. (2005). Nest sites , nest depredation , and productivity of avian broods in a primeval temperate forest : do the generalisations hold ? *Journal of Avian Biology*, 5(36), 361–367.
- Wiebe, K. L. (2011). Nest sites as limiting resources for cavity-nesting birds in mature forest ecosystems : a review of the evidence. *Journal of Field Ornithology*, 82(3), 239–248.
- Wilcove, D. S. (1985). Nest Predation in Forest Tracts and the Decline of Migratory Songbirds. *Ecology*, 66(4), 1211–1214.
- Wilcove, D. S., Mclellan, C. H., et Dobson, A. P. (1986). Habitat Fragmentation in the temperate zone. In *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity* (pp. 237–256).
- William-Linera, G. (1990). Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in panama. *Journal of Ecology*, 78, 356–373.
- Yahner, R. H. (1988). Changes in Wildlife Communities Near Edges. *Conservation Biology*, 2(4), 333–339.